

Noregs miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgåve 2020 30 stp
Fakultet for realfag og teknologi

Infiltrasjon i regnbed og val av verdi for metta hydraulisk konduktivitet ved dimensjonering

Infiltration in Rain Gardens and Selection of Value
for Saturated Hydraulic Conductivity in Design

Elin Walaker Lunde
Industriell økonomi

Forord

Denne oppgåva er skriven våren 2020 som eit sluttresultat av min mastergrad på studielinja Industriell økonomi med fordjuping i vatn- og miljøteknikk ved Noregs miljø- og biovitenskaplege universitet (NMBU). Oppgåva omfattar 30 studiepoeng, og omhandlar infiltrasjon i regnbed, kva variablar som påverkar denne og kva infiltrasjonsverdi som burde leggjast til grunn ved dimensjonering.

Eg vil fyrst takke hovudvegleiar Kim Haukeland Paus frå Asplan Viak for vegleing, diskusjon og konstruktive tilbakemeldingar. I tillegg vil eg takke alle som har teke seg tid til å sende over teknisk informasjon om dei ulike regnbede. Ei stor takk rettast også til Neri Horntvedt Thorsen som har gitt meg god hjelp til statistikk, kritisk sans og korrekturlesing.

Elles vil eg uttrykke mi takksemd til mine næraste, og spesielt papan, som har støtta meg gjennom studietida og masterskrivinga. Til slutt vil eg takke medstudentar og foreininga Koneklubben Freidig som har gjort studietida på NMBU minneverdig.

Ås, 16. mai 2020

Elin Walaker Lunde

Abstract

Increased urbanisation and higher precipitation intensities demand improved stormwater management. In urban areas bluegreen and decentralised systems are preferred over conventional structures. Rain garden is an example of such practice, which through storage and infiltration leads to retention of stormwater, peak flow reduction and water quality improvement. The infiltration potential is important for designing rain gardens, and a saturated hydraulic conductivity (K_{sat}) at 10 cm/h is often used as an estimate for the infiltration potential when sizing the practice. However, there is little information about the actual infiltration rates, which variables that affect it and how it evolves over time and space in rain gardens.

This study gathered information from 34 rain gardens and a total of 463 infiltration measurements, in addition to performing 25 infiltration tests with a Modified Philip-Dunne Infiltrometer. Statistical analyses were conducted to test for relationships between K_{sat} and spatial and temporal variables. A discretionary evaluation from the field measurements found which value that represents the infiltration capacity in rain gardens and which further can be used in the designing process.

There was a significant ($\alpha = 0,05$) positive relationship between K_{sat} and service time and distance from inlet in a smaller amount of rain gardens, however this was not consistent for all the rain gardens. Between rain gardens there was no relationship between K_{sat} and the site specific variables geotextile fabric, inclined drainage layer, underdrain pipe, ponding depth or the rain garden's area relative to the catchment area. Overall the median of K_{sat} in all the rain gardens was 19,7 cm/h, which indicates that a higher standard value than 10 cm/h can be used in design. A higher K_{sat} reduces the rain garden area, hence valuable area is released in urban areas for other purposes. Also, smaller rain gardens costs less, which could encourage to choose this system.

Samandrag

Aukande urbanisering og høgare nedbørintensitetar stiller større krav til overvasshandtering, og i byar og tettstadar vert det lagt meir og meir vekt på bruk av blågrøne, lokale overvassdisponeringstiltak. Regnbed er døme på eit slikt tiltak, som gjennom infiltrasjon fokuserer på tilbakehalding av overvatn, flaumtoppavlasting og betring av vasskvalitet. Ved dimensjonering nyttar ein ofte metta hydraulisk konduktivitet (K_{sat}) på 10 cm/t som eit estimat på infiltrasjonsevna til regnbed, men det fins lite informasjon om korleis infiltrasjonsevna faktisk er i felt, kva variablar som påverkar denne og korleis den utviklar seg over tid og med plassering i regnbed.

Dette studiet samla inn informasjon om 34 regnbed og totalt 463 infiltrasjonsmålingar, i tillegg til å utføre 25 eigne infiltrasjonstestar ved hjelp av Modified Philip-Dunne Infiltrometer. Statistiske analysar blei nytta for å sjå om det fans ein samanheng mellom K_{sat} og stadsspesifikke, romlege og tidsavhengige variablar. Frå feltnålingane blei det i tillegg gjort ei skjønsmessig vurdering for å finne kva verdi som best representerer infiltrasjonskapasiteten i regnbed, og som kan nyttast ved dimensjonering.

Det blei funne statistisk signifikant ($\alpha = 0,05$) positiv samanheng mellom K_{sat} og driftsår og avstand frå innlaup i eit mindre tal regnbed, men dette var ikkje konsistent for alle regnbed. Mellom regnbed blei det ikkje funne signifikant samanheng med K_{sat} og dei stadsspesifikke variablane fiberduk, skråstilt drenslag, dreneringsrøyr, maksimal vasstand og regnbedet sitt areal relativt til nedbørfeltet sitt areal. Samla median for K_{sat} for alle regnbed var 19,7 cm/t, som tilseier at ein kan nytte høgare verdi enn sjablongverdi for K_{sat} ved dimensjonering. Høgare K_{sat} reduserer arealet til regnbedet, og frigjer verdifullt areal i byar og tettbygde område. I tillegg kostar mindre regnbed mindre pengar, noko som kan vere eit incentiv for val av regnbed framfor konvensjonelle tiltak.

Innhald

FORORD	I
ABSTRACT	III
SAMANDRAG	IV
INNHALD	V
FIGURAR	VI
TABELLAR	VIII
1 INTRODUKSJON	1
1.1 PROBLEMSTILLING	1
1.2 FORSKINGSSPØRSMÅL OG OVERORDNA MÅL	2
1.3 STRUKTUR I OPPGÅVA	2
2 BAKGRUNN	3
2.1 INFILTRASJONSPROSESSAR	3
2.2 UTFORDRINGAR KNYTT TIL OVERVATN	4
2.2.1 <i>Auka risiko for overvasskader</i>	4
2.2.2 <i>Avvik frå naturleg vassbalanse</i>	5
2.2.3 <i>Påverknad på vasskvalitet</i>	6
2.2.4 <i>Store mengder framandvatn til avlaupsanlegg</i>	6
2.3 REGNBED SOM LØYSING PÅ DESSE UTFORDRINGANE	7
2.3.1 <i>Oppbygging og karakteristik</i>	7
2.3.2 <i>Dimensjonering</i>	9
2.3.3 <i>Faktorar som påverkar infiltrasjonsevna</i>	11
2.3.4 <i>Metodar for måling av infiltrasjon</i>	14
3 METODE	16
3.1 UTVAL AV REGNBED FOR TESTING	16
3.2 FELTMETODE.....	16
3.3 MATLAB FOR ESTIMERING AV K_{SAT}	17
3.4 TILNÆRMING AV VASSINNHALD	17
3.5 TEMPERATURKORRIGERING	17
3.6 DATAINNSAMLING FRÅ TIDLEGARE UNDERSØKINGAR	18
3.7 STATISTISKE ANALYSAR.....	18
3.8 KAPASITETSVURDERING AV EKSISTERANDE REGNBED	18
4 RESULTAT OG DISKUSJON	19
4.1 STATISTISK FORDELING AV K_{SAT} I REGNBEDA	19
4.2 STADSSPESIFIKKE VARIABLAR SOM IKKJE ENDRAR SEG I TID OG ROM.....	23
4.2.1 <i>Fiberduk</i>	24
4.2.2 <i>Skråstilt drenslag</i>	24
4.2.3 <i>Dreneringsrøyr</i>	25
4.2.4 <i>Maksimal vasstand, h_{maks}</i>	25
4.2.5 <i>Overflateareal i forhold til nedbørfeltet sitt areal, f-faktor</i>	26
4.3 TIDSAVHENGIGE OG ROMLEGE VARIABLAR.....	26
4.3.1 <i>Driftstid</i>	26
4.3.2 <i>Nærleik til innlaup</i>	29
4.4 VURDERING AV DATAINNSAMLING SOM METODE	32
4.5 PRAKTISK BETYDING AV RESULTATA	32
5 KONKLUSJONAR	34
5.1 SVAR PÅ FORSKINGSSPØRSMÅL	34
5.2 OVERORDNA MÅL.....	34
5.3 VIDARE ARBEID.....	35
REFERANSAR	36
VEDLEGG A TILNÆRMING AV VASSINNHALD	41
VEDLEGG B MATLAB-SCRIPT FOR UTREKNING AV K_{SAT} (PAUS, 2015)	42
VEDLEGG C BILETE AV REGNBED	45

Figurar

Figur 1 Infiltrasjonsforløpet ved konstant nedbørintensitet. Henta og modifisert frå Bøyum et al. (1997).....	4
Figur 2 Vassinnhald sin påverknad på hydraulisk konduktivitet. Henta og modifisert frå (Sojka et al., 2009).....	4
Figur 3 Effekten av urbanisering og klimaendringar på eit typisk avrenningshydrogram, og dagens kapasitet på leidningsnett (Paus, 2015).	5
Figur 4 Treleddsstrategien for handtering av overvatn (Paus, 2018).	7
Figur 5 Tradisjonell oppbygging av regnbed.	7
Figur 6 Regnbed i Oslo.	8
Figur 7 Regnbed i Oslo.	8
Figur 8 Grafisk framstilling av K_{sat} sin påverknad på $A_{regnbed}$ ved dimensjonering av regnbed i ulike delar av landet. Det er føresett gjentakintervall 20 år, klimafaktor 1,4 og h_{maks} 20 cm. Dimensjonerande regnvarigheit, t_r , er 45 minuttar for Oslo og Trondheim, 90 minuttar for Ås og 120 minuttar for Bergen.	10
Figur 9 Grafisk framstilling av h_{maks} sin påverknad på $A_{regnbed}$ ved dimensjonering av regnbed i ulike delar av landet. Det er føresett gjentakintervall 20 år, klimafaktor 1,4 og K_{sat} 10 cm/t. Dimensjonerande regnvarigheit, t_r , er 45 minuttar for Oslo og Trondheim, 90 minuttar for Ås og 120 minuttar for Bergen.	11
Figur 10 Grunnvasshaug under eit regnbed (Minnesota Pollution Control Agency, 2019).	13
Figur 11 Dobbelring-infiltrrometer (Chromíková et al., 2017).	14
Figur 12 Mariotte-sylinder (Solheim, 2017).	14
Figur 13 Minidisk-infiltrrometer (Markéta, 2013).	15
Figur 14 Illustrasjon av horisontal strøyming ved MPD-forsøk. Ein ynskjer eigentleg å berre måle den vertikale strøyminga, altså strøyminga mellom dei stipla linjene.	15
Figur 15 MPD-infiltrrometer under feltforsøk.	16
Figur 16 Termometer nytta ved MPD-målingane.	16
Figur 17 Boksplokk som syner spreiddinga i K_{sat} for dei 34 regnbeda. Plottet syner minimums- og maksimumsverdi, median, og 25. og 75. persentil. For STÅL er 75. persentil og maksimumsverdi 1116,0 og 3330,1 cm/t. VER2, VOLL12, VOLL13 og VOLL18 hadde berre éi måling og synes derfor dårleg i figuren. K_{sat} for desse kan finnast i Tabell 4. VOLL1 hadde to målingar på 0,0 cm/t, og synes derfor heller ikkje i figuren.	22
Figur 18 Akkumulert fraksjon for alle målingane i regnbeda utan STÅL/RIS.....	23
Figur 19 Fordelinga av K_{sat} (median) i 25 regnbed med og utan fiberduk.	24
Figur 20 Fordelinga av K_{sat} (median) i 24 regnbed med og utan skråstilt drenslag.	24
Figur 21 Fordelinga av K_{sat} (median) i 32 regnbed med og utan dreneringsrøyr.	25
Figur 22 Lineær regresjon mellom K_{sat} (median) og h_{maks} for 23 regnbed. Dei raude	25
Figur 23 Lineær regresjon mellom K_{sat} (median) og f-faktor for 24 regnbed. Dei raude	26
Figur 24 K_{sat} (median) sin fordeling i 32 regnbed i forhold til driftstid (avrunda til næraste heile år). Plottet syner minimums- og maksimumsverdi, median, og 25. og 75. persentil. Den svarte linja følgjer medianane. Punkta i plottet er medianen av målingane i regnbeda i det gitte driftsåret.	27
Figur 25 Regnbed med positiv utvikling av K_{sat} over tid. Punkta syner medianen av målingane gjort det aktuelle driftsåret. I STÅL var det berre éi måling i driftsår 1.	27
Figur 26 Regnbed med negativ eller inga utvikling av K_{sat} over tid. Punkta syner	28

Figur 27 Regnbed med både positiv og negativ utvikling av K_{sat} over tid. Punkta syner medianen	29
Figur 28 Signifikante resultat frå lineær regresjon mellom K_{sat} og avstand frå innlaup. Regresjonen for L34B er gjort på alle fem observasjonane.	30
Figur 29 Del av nedbørfeltet til ULV. Dette er renna som leder vatnet til regnbedet.....	30
Figur 30 Del av nedbørfeltet til VÅL. Innlaupet er rista som går tvers over regnbedet bak trea.	30
Figur 31 Lineær regresjon for regnbede med positiv samanheng mellom K_{sat} og avstand frå innlaup.	31
Figur 32 Lineær regresjon for regnbede med negativ samanheng mellom K_{sat} og avstand frå innlaup. NB21 har berre to punkt, og R^2 synes derfor ikkje.	31
Figur 33 Dimensjonerande gjentaksintervall som regnbede handterer gitt deira overflateareal, h_{maks} og målte K_{sat} . Regnbede er plassert i typiske grenser knytt til treleddsstrategien – 1/3 av 2-års-avrenninga utan K_f for trinn 1, 20-års-avrenninga med K_f for trinn 2 og 200-års-avrenninga med K_f for trinn 3. Figuren er henta og modifisert frå (Paus, 2018).....	33

Tabellar

Tabell 1 Omgrep knytt til infiltrasjon. Dersom ikkje anna er oppgitt er Dingman (2015) referanse.	3
Tabell 2 Metodar for dimensjonering av regnbed.	9
Tabell 3 Oppsummering av regnbeda. Cella er blank dersom informasjonen ikkje var tilgjengeleg.	21
Tabell 4 Eigenskapane til datasettet synt i Figur 18. Verdiane er oppgitt i cm/t.	23

1 Introduksjon

Det observerast meir og intens nedbør i Noreg og i andre land – og trenden er spådd å fortsetje. Eksempelvis viser framskrivingane mot slutten av århundret at intensiteten på ekstrem nedbør kjem til å auke med 40 til 50 % med høgt framtidig utsleppsscenario (Sorteberg et al., 2018). I tillegg veks folketalet i Noreg og verda over, byane vert større og tettare i takt med befolkningsveksten og sentraliseringa, og det blir gjort krav på urørte landareal (Department of Economic and Social Affairs, 2019). Resultatet er meir overvatn, ofte i form av korte, intensive avrenningstoppar. Dagens leidningsnett er ikkje dimensjonert for denne mengda vatn, og det trengs ei oppgradering av overvasshandteringa slik at den er tilpassa framtidens avrenning.

Nye statlege planretningslinjer for klima- og energiplanlegging og klimatilpassning peiker mot blågrøne strukturar og naturbaserte løysingar som kan bidra til auka kvalitet i uteområde (Kommunal- og moderniseringsdepartementet, 2018). Regnbed er eit av fleire naturbaserte tiltak for overvasshandtering som har auka i bruk dei siste åra, og utgjer ei vegetert forseinking i terrenget som er tilrettelagt for infiltrasjon. Ved riktig dimensjonering og design vil regnbedet fungere som flaumdempar, eit reinsetiltak for forureina overvatn, auke biologisk mangfald og vere eit positivt element i lokalmiljøet. For at regnbed skal ha den tiltenkte funksjonen er det viktig at ein ikkje underdimensjonerer regnbedet. Samtidig, med stadig tettare byar og kamp om areala, er det ynskeleg å unngå overdimensjonering.

Infiltrasjonskapasitet er ein nøkkelparameter for at regnbeda skal fungere etter hensiktene. Denne oppgåva undersøker norske og amerikanske regnbed i kaldt klima for å tileigne meir informasjon om infiltrasjonskapasiteten, og frå statistiske analysar kunne gje ei vegleiing for val av metta hydraulisk konduktivitet for dimensjonering basert på målingar utført i seinare tid.

1.1 Problemstilling

Ved dimensjonering av regnbed nyttast i dag typisk følgjande parametarar: (1) arealet på overflata til regnbedet, (2) maksimal vasstand (overflata si forseinking i forhold til kringliggjande terreng) (3) infiltrasjonsevna uttrykt ved den metta hydrauliske konduktiviteten til jorda (K_{sat}) og (4) porevolumet under overflata uttrykt ved porøsiteten og djupna til filtermediet. Av dei fire parametrane rapporterer Paus et al. (2015) at det er infiltrasjonsevna som har størst innverknad på den hydrauliske kapasiteten til regnbedet, og dermed kor stort regnbedet må vere for å handtere ei bestemt mengd avrenning.

Sidan det fyrste regnbedet blei anlagt i Noreg for om lag 14 år sidan har det blitt etablert ei rekkje regnbed i norske byar og tettstadar. I ei spørjeundersøking gjennomført av Norsk Vann svarar heile 49 % av kommunane at dei kjende til at det hadde blitt etablert regnbed i kommunen (Norsk Vann, 2020). I Noreg nyttast typisk 10 cm/t for K_{sat} ved dimensjonering, medan ein i USA og Australia nyttar høvesvis 2,5 cm/t (Prince George's County, 2007) og 10 cm/t (Facility for Advancing Water Biofiltration, 2009). K_{sat} lik 10 cm/t er ein tommelfingerregel i Noreg, og ikkje ein verdi basert på faktiske målingar i felt. Så langt har ingen utført ei samla vurdering på korleis infiltrasjonsevna i regnbeda faktisk har blitt. Ei vurdering av målte infiltrasjonsverdiar i regnbed er viktig kunnskap som kan kome framtidig dimensjonering og drift til gode.

1.2 Forskingsspørsmål og overordna mål

Det overordna målet med oppgåva er å forbetre kunnskapen knytt til val av verdi for metta hydraulisk konduktivitet ved dimensjonering av regnbed. For å nå det overordna målet er det stilt to forskningsspørsmål:

Spørsmål 1: *Kva variablar påverkar metta hydraulisk konduktivitet i regnbed?*

Spørsmål 2: *Kva verdi bør leggjast til grunn for dimensjonerande metta hydraulisk konduktivitet i regnbed?*

1.3 Struktur i oppgåva

Kapittel 1 legg fram problemstillinga og forskningsspørsmåla. Kapittel 2 presenterer infiltrasjonsprosessar og regnbedteknologi som er relevant for forskningsspørsmåla. Kapittel 3 gjev ei oversikt over metodane nytta i felt, datainnsamling og dataanalyse, og leier deretter til kapittel 4 der resultata frå arbeidet vert drøfta og diskutert. Til slutt svarar kapittel 5 på forskningsspørsmåla, hovudkonklusjonar blir trekt basert på dei største funna og anbefalingar for vidare arbeid vert diskutert.

2 Bakgrunn

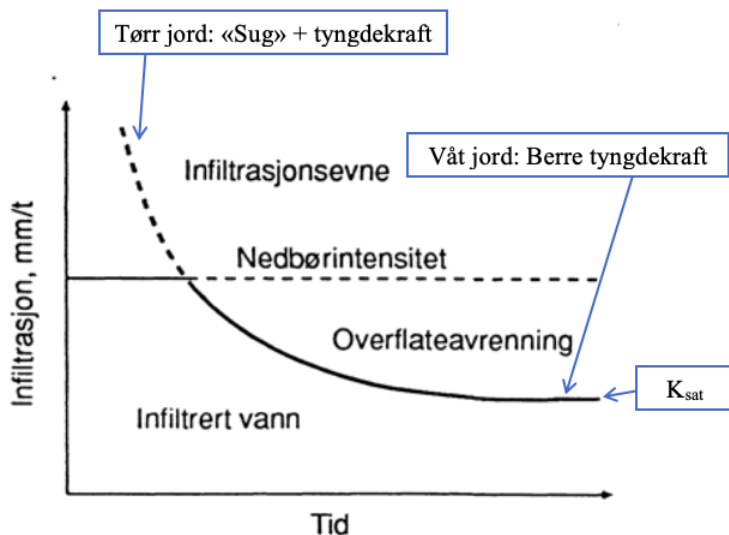
Dette kapitlet tek fyrst føre seg infiltrasjonsprosessar og sentrale omgrep kopla til desse, for å kunne enklare vidare omtale utfordringar knytt til overvatn, regnbed som løysing på desse utfordringane, og metodar for å måle infiltrasjon i regnbed.

2.1 Infiltrasjonsprosessar

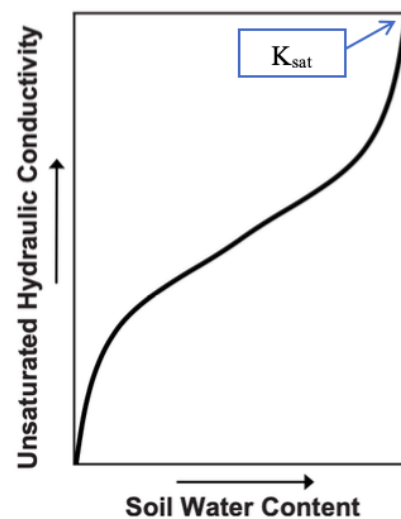
Infiltrasjonsforløpet ved konstant nedbørintensitet er illustrert i Figur 1, og nokre viktige omgrep knytt til infiltrasjon er skildra i Tabell 1 under.

Tabell 1 Omgrep knytt til infiltrasjon. Dersom ikkje anna er oppgitt er Dingman (2015) referanse.

Omgrep	Forklaring
Nedbørsrate/nedbørintensitet	Den raten vatn treff overflata på, på grunn av regn, snøsmelting eller irrigasjon, [L/T].
Infiltrasjon	Prosesen der vatn på jordoverflata entrar jorda (Brady et al., 2010).
Infiltrasjonsrate	Hastigheita på infiltrasjonen, [L/T].
Infiltrasjonskapasitet	Maksimumshastigheita for infiltrasjon på eit gitt tidspunkt, endrar seg over infiltrasjonshendinga, [L/T].
Tensjon/kapillærkrefter	Krefter som trekk vatn mot turr jord, reduserast hurtig med aukande temperatur, [N/m].
Hydraulisk konduktivitet	Evna vatnet har til å passere gjennom porer i jorda, avhenger av vassinnhald i jorda [L/T] (Figur 2) (Ramkumar et al., 2018).
Metta hydraulisk konduktivitet, K_{sat}	Hydraulisk konduktivitet ved vassmetta forhold, maks verdi for hydraulisk konduktivitet (Figur 2), lik minimum infiltrasjonsrate (Figur 1), [L/T].
Total porøsitet	Forhold mellom porevolum og totalvolum, [%] (Brady et al., 2010).
Effektiv porøsitet	Andelen av den totale porøsiteten som er tilgjengeleg for vasstrøyming [%] (Chin et al., 2013).
Permeabilitet	Kor lett jorda gjennomstrøymast av vatn, avhenger av porøsitet og sprekkdanningar [m ²].



Figur 1 Infiltrasjonsforløpet ved konstant nedbørintensitet. Henta og modifisert frå Bøyum et al. (1997).



Figur 2 Vassinnhald sin påverknad på hydraulisk konduktivitet. Henta og modifisert frå (Sojka et al., 2009).

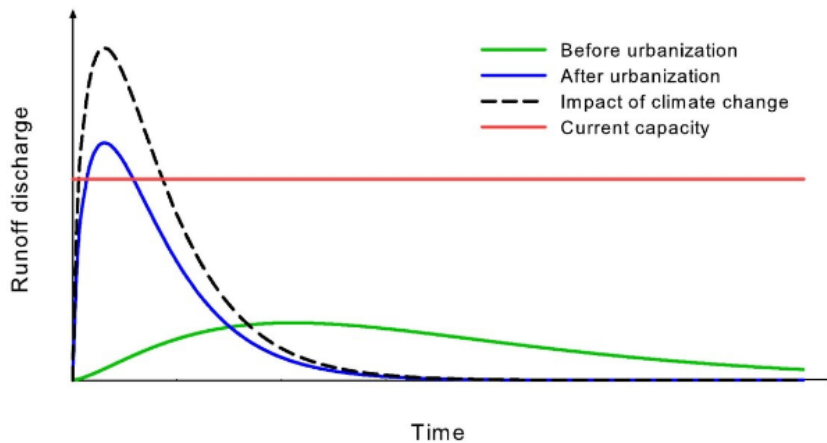
Infiltrasjonsraten vert bestemt av gravitasjon- og kapillærkreftene (trykkreftene) på vatnet. Når vatnet treff turr jord er trykkgradienten mykje større enn gravitasjonsgradienten, og infiltrasjon skjer nesten utelukka på grunn av kapillærkrefter. Denne infiltrasjonsraten brukar å vere ganske høg, men etter kvart som vassinnhaldet i jorda aukar vil kapillærkreftene avta, og infiltrasjonsraten reduserast til eit nært konstant punkt der berre gravitasjonskreftene verkar. Denne minimumsverdien for infiltrasjonskapasitet er tilnærma lik K_{sat} (Dingman, 2015). Dersom nedbørsraten er mindre enn K_{sat} vil alt vatnet infiltrere, men dersom nedbørsraten er høgare enn K_{sat} vil vatnet infiltrere med ei hastigheit lik K_{sat} , og det vil i tillegg oppstå overflateavrenning (Figur 1).

2.2 utfordringar knytt til overvatn

Vatnet som ikkje infiltrerer til grunnen, men som renn bort på overflater som tak og vegar kallast overvatn (Ødegaard et al., 2014). Det medfører konsekvensar for natur og samfunn, og set krav til handtering frå kommunane (Lindholm et al., 2008). Eit utval av utfordringar knytt til overvatn er presentert under.

2.2.1 Auka risiko for overvasskader

Klima er i stadig endring, og forskning indikerer at vêret i framtida blir villare og våtare. I Noreg er det anslått at årsnedbøren på landsbasis vil auke med om lag 18 %, styrtregneepisodar blir kraftigare og hyppigare, og regnflaumane vert større og hyppigare (Hanssen-Bauer et al., 2017). Det er sannsynleg at nedbørsauka fører til fleire tilfelle der leidningsnettets overskridast og ein ser at også effekten av urbanisering aukar behovet for betre overvasshandtering (Figur 3).



Figur 3 Effekten av urbanisering og klimaendringar på eit typisk avrenningshydrogram, og dagens kapasitet på leidningsnett (Paus, 2015).

I fleire tiår har Noreg og verda vore prega av sterk urbanisering, og trenden er venta å forsetje (Department of Economic and Social Affairs, 2019; Wessel et al., 2016). Grøne, vegeterte område infiltrerer og fordryger overvatn, men med tradisjonell byutvikling aukar ofte delen tette, impermeable flater, som t.d. tak, parkeringsplassar og vegar (VA/Miljø-blad nr. 92, 2019). Ei studie av utviklinga i Leipzig frå 1870 til 2003 viste at i område med nesten full gjentetting enda 75 % av nedbøren som overvatn (Haase, 2009). Mengda vatn som infiltrerast vert altså redusert kraftig i forhold til naturtilstanden, og ein får meir overvatn som må handterast. Den auka avrenninga kjem også typisk med raskare respons og større avrenningstopp enn før urbaniseringa (Figur 3).

Kapasiteten til dagens leidningsnett handterer ikkje den aukande mengda overvatn (Paus, 2015) (Figur 3), og konsekvensen er høge kostnader knytt til skade på blant anna bygg og infrastruktur (Ødegaard et al., 2014). NOU (2015) legg fram at dersom me steller oss passive til framtida vil kostnadane kunne bli i storleiksorden 45 til 100 milliardar kroner i laupet av dei neste 40 åra.

2.2.2 Avvik frå naturleg vassbalanse

Fortetting av byar aukar ikkje berre skadekostnadane – det forstyrrar også den naturlege vassbalansen. Mindre infiltrasjon gjev dårlegare påfylling av grunnvatnet, som følgjeleg kan føre til senka grunnvasstand. Når grunnvatnet synk, synk også grunnvasstrykket i porene, og jordmassane vert komprimert. I tillegg vil porer som tidlegare har vore fylte med vatn no få tilgang til luft, og setje i gang nedbryting av organisk materiale, som fører til ytterlegare komprimering. Jordkomprimeringa kallast setningar, og kan føre til store skadar på hus og anlegg (NGU, 2019).

Senka grunnvasstand kan også verte kritisk for område som avhenger av grunnvatn som drikkevasskjelde, og arkeologisk verdifullt materiale kan gå tapt når vatnet forsvinn. I tillegg kan plantar og trær tørke ut, og følgjeleg medføre mindre fordamping og auka påkjenning på resipient i form av volum og forureining (NVE, 2015). Ved frost i bakken og nedbør i form av snø er det i stor grad grunnvatnet som sørgjer for minstevassføring i elvar og bekkar. Utan minstevassføringa om vinteren kan vassdraga botnfryse og gjere det ulevelig for fisk og andre vasslevande organismar (NGU, 2020).

2.2.3 Påverknad på vasskvalitet

Større avrenningstoppar og auka flaumvolum medfører meir utvasking og forureining. Endringa i kvaliteten på overvatnet inkluderer fyrst og fremst forverring av den fysiske, kjemiske og mikrobiologiske vasskvaliteten (Liu et al., 2015). Vidare konsekvensar er nedbryting av økosystemet i vassdraga og resipientar. Liu et al. (2015) deler forureining av overvatn inn i fem hovudkategoriar:

Suspendert stoff kjem frå blant anna vegar, tak og byggeplassar, og påverkar vasskvaliteten både fysisk og kjemisk. Fysiske følgjer er auka turbiditet, hemming av fotosyntese og øydelegging av botnfauna- og flora. Kjemiske følgjer er hovudsakleg adsorpsjon av andre forureiningar, og transport av desse til resipienten.

Næringsstoff som nitrogen og fosfor finn ein ofte i overvatn, og kan vere årsak til uynskt plantevekst og eutrofiering. Det fins fleire kjelder for næringsstoff til overvatn, blant anna plante- og dyreavfall, gjødsel og avlaupsvatn.

Organisk karbon i vatnet vert ofte tilført frå gate- og planteavfall, og kan redusere mengda løyst oksygen i vatnet, som igjen kan føre til luktproblem, drikkevassproblem og redusert rekreasjonsverdi i vassdraga (Ellis, 1989; Warren et al., 2003). I tillegg kan adsorbent organisk karbon auke sorpsjonen av andre forureiningar, som t.d. tungmetall.

Giftstoff i form av tungmetall og hydrokarbon frå petroleum vert tilført overvatnet hovudsakleg frå trafikkaktivitet. Desse er kritiske på grunn av giftigheita og den store utbreiinga, og utgjer ein risiko for økosystemet og menneskehelsa.

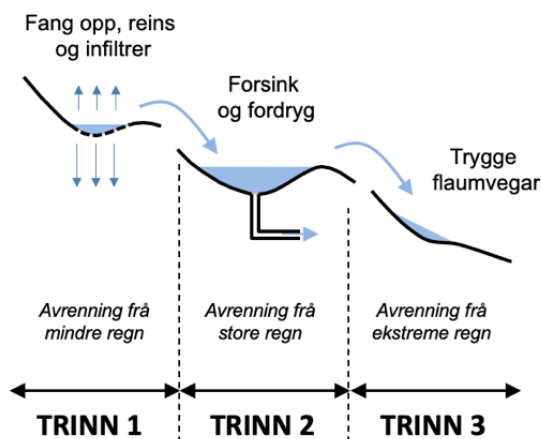
Mikroforureiningar er til stades i vatnet i ekstremt låge konsentrasjonar, men kan likevel indirekte eller direkte påverke økosystemet og menneskehelsa. Dei inkluderer blant anna legemiddelrestar, plantevernmidlar og hormon, og kan stamme frå menneskeleg bruk og utskillingar frå soppdrepende og desinfiserande middel for hushald og industri.

2.2.4 Store mengder framandvatn til avlaupsanlegg

I Noreg er om lag 20 % av det spillvassførande avlaupsnettlet fellesavlaupssystem (SSB, 2020), og Lindholm og Bjerkholt (2011) fann at det var gjennomsnittleg 70 % framandvatn i dei 14 store avlaupsanlegga dei undersøkte. Reinseanlegg som i utgangspunktet ikkje er dimensjonert for ei stor mengd framandvatn vil ofte gå i overlaup, og følgeleg forureine resipienten og føre til kostbare og miljømessige konsekvensar for samfunnet. Den store mengda vatn kan også krevje unødige drifts- og investeringskostnadar som følgje av blant anna fortynna avløpsvann (Lindholm & Bjerkholt, 2011).

2.3 Regnbed som løysing på desse utfordringane

Overvatn blir ofte sett på som eit problem i byane, men ein rapport frå Norsk Vann oppmuntrar til å snu tankegangen, slik at ein heller kan nytte overvatnet som ein ressurs til glede for lokalmiljø og rekreasjon (Lindholm et al., 2008). Dette kan gjerast på fleire ulike måtar, t.d. med grøntinstallasjonar som regnbed, grønne tak og våtmarker. Det er anbefalt å nytte treleddsstrategien for handtering av overvatn: (1) Fang opp og infiltrer mindre regn, (2) forsink og fordryg større regn, og (3) sikre trygge flaumveggar ved styrtregn (Figur 4) (Lindholm et al., 2008).

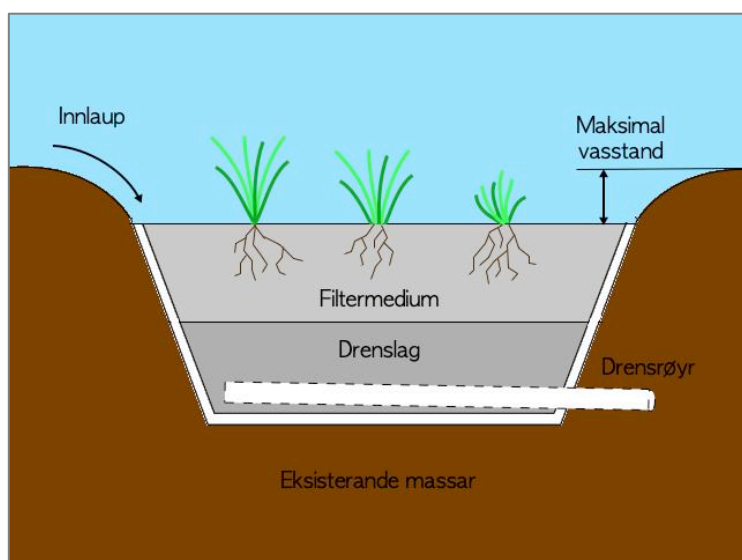


Figur 4 Treleddsstrategien for handtering av overvatn (Paus, 2018).

Regnbed er eit lokalt overvassdisponeringstiltak (LOD-tiltak) som i hovudsak kan nyttast i trinn 1 og trinn 2 i treleddsstrategien. Det er eit populært tiltak for handtering av overvatn i USA, Canada og Australia (Paus & Braskerud, 2013), men har tidlegare ikkje vore like utbreidd i Noreg på grunn av usikkerheitene rundt funksjonen til regnbed i kaldt klima. Forsking viser derimot at regnbed kan fungere godt også under kalde forhold, både med omsyn til flaumtoppavlasting og reinsing av tungmetall (Ding et al., 2019; Kratky et al., 2017; Muthanna et al., 2007). Då anbefalast det grovt filtermedium og god drenering for å unngå betongfrost om vinteren (Caraco & Claytor, 1997; Muthanna et al., 2008). Ein ser også at fleire og fleire land ynskjer å implementere regnbed som ein del av overvasshandteringa si, blant anna har Finland og Japan undersøkt korleis dei kan utforme regnbed for å passe deira behov (Ishimatsu et al., 2017; Tahvonen, 2018).

2.3.1 Oppbygging og karakteristikk

Regnbedet består av ei vegetert forseinking i terrenget der vatn kan lagrast på overflata og i filtermediet, og deretter infiltrere til grunnen og/eller til leidningsnett. Hensikta er å reinse overvatnet og å halde det heilt eller delvis tilbake (Paus & Braskerud, 2013). Oppbygginga av regnbed varierer mykje, men ein grov illustrasjon er synt i Figur 5. To anlagde regnbed er synt i Figur 6 og Figur 7.



Figur 5 Tradisjonell oppbygging av regnbed.



Figur 6 Regnbed i Oslo.



Figur 7 Regnbed i Oslo.

Vegetasjon er essensielt for den estetiske funksjonen til regnbedet. Plantane kan fjerne mellom 2 og 7 % av metallureiningar frå overvatnet (Muthanna et al., 2007), og i tillegg løyser rotsystemet kontinuerleg opp jorda og dannar makroporer som bidreg til den langsiktige infiltrasjonsevna til regnbedet. Vegetasjonstettleiken bør vere høg, slik at rottettleiken og evapotranspirasjonstapet er høgt (Hunt et al., 2015). Artane må tåle vekslende turre og våte forhold, vegsalt, frost og forureiningar og partiklar frå overvatnet. Ulike artar av staudar ser ut til å tole desse forholda, og er derfor ofte nytta i norske regnbed (Paus & Braskerud, 2013; Statens Vegvesen, 2017).

Filtermediet er ein viktig del av regnbedet, då det påverkar bedet si evne til infiltrasjon, bevaring av fuktigheit i turre periodar, vilkår for plantevekst og reinsing av overvatnet. Det er to faktorar som er viktige for samansetnaden: (1) Permeabiliteten må vere høg nok for tilstrekkeleg infiltrasjon, og (2) innhald av organisk materiale må vere høgt nok for å sikre gode vekstforhold for plantane (Paus & Braskerud, 2013). Generelt vil infiltrasjonskapasiteten auke med aukande mengde sand, og reduserast med aukande mengd organisk materiale (Thompson et al., 2008). Stadeigne massar kan nyttast som filtermedium dersom grunnen har god nok infiltrasjonskapasitet, men dersom dette ikkje er tilfellet trengs det heil eller delvis utskifting av massane (Paus & Braskerud, 2013). Det fins ulike anbefalingar for samansetnad av filtermedium, t.d. anbefalar Wisconsin i USA 70-85 % sand og 15-30 % kompost (Wisconsin Department of Natural Resources, 2014), medan Christchurch på New Zealand anbefalar 50 % sand, 10 % stadleg toppjord og 40 % kompost (Christchurch City Council, 2016). Typiske djupner på filtermediet er mellom 40 og 80 cm (Paus & Braskerud, 2013).

Drenslaget består ofte av grovare massar som skal hindre gjentetting av drensrøyret. Det kan vere avskilt frå filtermediet med ein fiberduk, men det er usikkert om det er nødvendig når kornstorleiken er relativt lik (Paus & Braskerud, 2013). Eit alternativ til fiberduk, nytta blant anna i Deichmanns gate i Oslo, er eit overgangslag mellom filtermediet og drenslaget. Drensrøyr reduserer dreneringstida der stadeigne massar ikkje har tilstrekkeleg infiltrasjonskapasitet (Brown & Hunt, 2011), og det kan også installerast der regnbedet er lagt over tette konstruksjonar, som t.d. parkeringskjellarar. Det er mogleg å la drenslaget kome opp i dagen ved å skråstille det. Dette gjer regnbedet meir robust mot dårleg filtermedium, då det kan oppretthalde god infiltrasjonsevne sjølv om filtermediet har låg K_{sat} (Paus & Braskerud, 2013).

Maksimal vasstand, h_{maks} , er den maksimale vasstanden over jordoverflata før vatnet går i overlaup (Figur 5). Det er ein viktig designfaktor, spesielt ved høge nedbørintensitetar, og i tilfelle der infiltrasjonskapasiteten er redusert, t.d. om vinteren. Typiske verdiar for h_{maks} er mellom 10 og 30 cm (Paus & Braskerud, 2013).

Det totale vassvolumet som kan lagrast i regnbedet er volumet tilgjengeleg i filtermediet og volumet som kan lagrast på overflata, bestemt av effektiv porøsitet, h_{maks} og overflatearealet (Paus & Braskerud, 2013). Arealet er dermed ein viktig faktor for regnbedet sin ytelse, og auke i regnbedet sitt areal relativt til nedbørfeltet sitt areal vil gje stor auke i infiltrert vassmengd opp til ein ratio på om lag 15 % i følgje Atchison et al. (2006). Det fins fleire retningslinjer for kva denne ratioen bør vere, og døme på anbefalingar er 5-10 % i Minnesota (Minnesota Pollution Control Agency, 2008) og 4-6 % i Singapore (Yau et al., 2017). Anbefalingane varierer noko, og t.d. vil klima og dimensjonerande gjentaksintervall påverke verdien. Regnbedarealet kan vidare bestemmast med mange ulike metodar, og er ofte eit resultat gitt frå nedbørfeltkarakteristikken, K_{sat} , h_{maks} og liknande.

2.3.2 Dimensjonering

Det fins mange metodar for dimensjonering av regnbed (Tabell 2). Dei ulike metodane tek omsyn til ulike parametrar, og kan følgjeleg anbefale ulike regnbedareal. Mange av metodane kjem frå USA, og er gjerne knytt til kva stat regnbedet skal etablerast i eller spesifikke eigenskapar ved regnbedet og nedbørfeltet. I Noreg nyttast oftast likning (4) for dimensjonering fordi denne er tilpassa norske forhold.

Tabell 2 Metodar for dimensjonering av regnbed.

Metode	Forklaring
$A_{regnbed} = \frac{P * c * A_{felt}}{h_{maks}} \quad (1)$	Likning utarbeida av Hunt og White (2001), der arealet av regnbedet er lik overvassvolumet delt på maks vasstand i regnbedet.
$A_{regnbed} = \frac{P * c * A_{felt}}{h_{maks} + (n * d)} \quad (2)$	Likning nytta til å dimensjonere regnbed i <i>New York State Stormwater Management Design Manual</i> (NYSDEC, 2012). Same som over, men denne tek omsyn til porøsiteten til filtermediet. Likninga antek at infiltrasjonsraten gjennom overflata ikkje avgrensar rørsla til vatnet.
$A_{regnbed} = \frac{P * c * A_{felt}}{t_r * K_{sat} * \frac{h + d}{d}} \quad (3)$	Ei utleiing av Darcy's lov vanlegvis nytta til å designe sandfilter og regnbed (Austin, 2019; Prince George's County, 2007). Fordi den hydrauliske gradienten $((h+d)/d)$ allereie er innbakt i K_{sat} i dette studiet, er den hydrauliske gradienten antek å vere 1. Her er varigheita på vassføringa inn teke med i berekningane.
$A_{regnbed} = \frac{P * c * A_{felt}}{h_{maks} + (K_{sat} * t_r)} \quad (4)$	Ei likning foreslått av Paus og Braskerud (2013) der arealet er overvassvolumet delt på summen av djupna på overflata og det som rekk å infiltrere i laupet av regnhendinga.

RECARGA

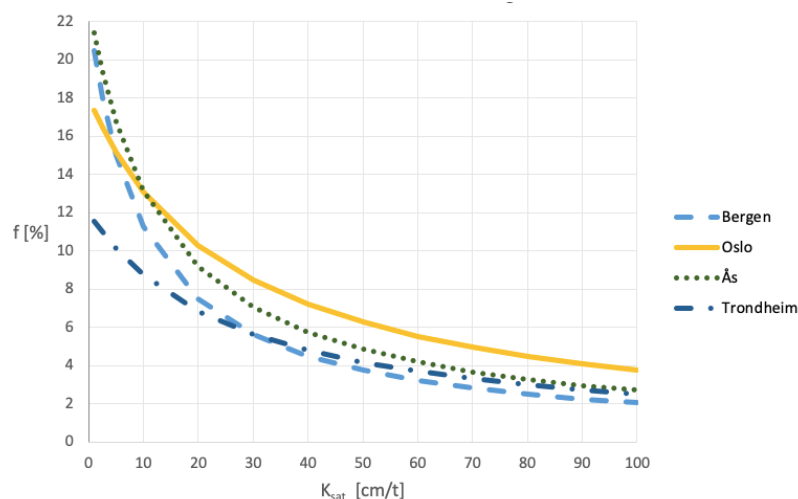
Eit designverktøy for å designe og evaluere ytelse av infiltrasjonsanlegg, deriblant regnbed. Det er ein eindimensjonal modell som nyttar brukardefinert nedbør- og evaporasjonsdata til å berekne blant anna infiltrasjon, vasslagring, vasspegelen sin stigning og mengde vatn i overlauf. Filtermediet kan delast inn i tre lag med ulike eigenskapar, og infiltrasjon gjennom overflata simulerast med Green-Ampt si infiltrasjonslikning (Atchison & Severson, 2004).

Dimensjoneringsmetode
anbefalt av Wisconsin
Standards Oversight Council
(2018)

Ei vegleiing for design av regnbed basert på jordtype og avstand frå bygningar. Spesifikt retta for regnbed nær tak i bustadfelt.

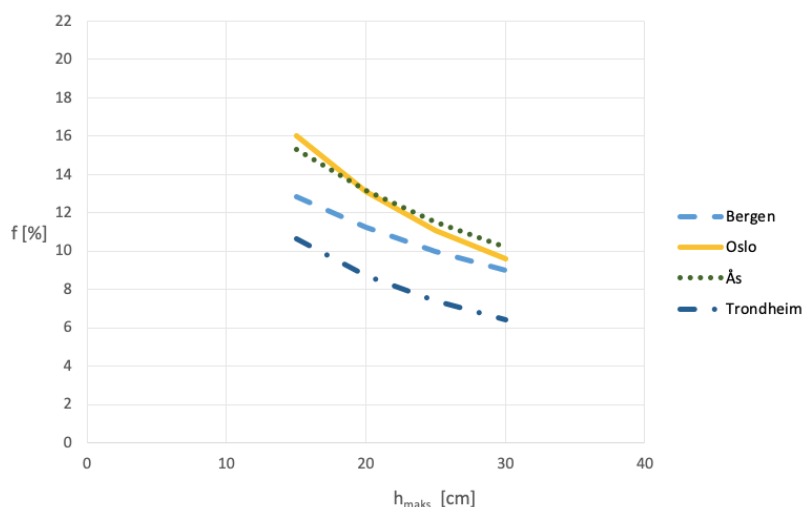
- $A_{regnbed}$ er arealet til regnbedet [L^2]
 P er dimensjonerande nedbørsmengd [L]
 c er nedbørfeltet sin gjennomsnittlege avrenningskoeffisient [-]
 A_{felt} er nedbørfeltet sitt areal [L^2]
 h_{maks} er den maksimale vasstanden på overflata [L]
 K_{sat} er filtermediet sin metta hydrauliske konduktivitet [L/T]
 t_r er dimensjonerande varigheit på tilrenninga til regnbedet [T]
 n er den gjennomsnittlege effektive porøsiteten til filtermediet [-]
 d er djupna på filtermediet [L]

For å synleggjere konsekvensen av låg, middels og høg infiltrasjonsevne er forholdet mellom regnbedet sitt areal og nedbørfeltet sitt reduserte areal ($A_{felt} * c$), vidare kalla f-faktor, berekna med formel (4) for K_{sat} frå 1 til 100 cm/t (Figur 8). Berekningane er gjort for ulike stadar i landet med lokal IVF-statistikk. Forholdet mellom f-faktor og K_{sat} er ikkje-lineært, og mellom om lag 1,0 og 30 cm/t vil liten endring i K_{sat} gje stor endring i f-faktor, spesielt for Bergen, Oslo og Ås. Følgjeleg vil ein innanfor dette intervallet kunne betydeleg redusere storleiken på regnbedet ved å auke K_{sat} .



Figur 8 Grafisk framstilling av K_{sat} sin påverknad på $A_{regnbed}$ ved dimensjonering av regnbed i ulike delar av landet. Det er føresett gjentaksintervall 20 år, klimafaktor 1,4 og h_{maks} 20 cm. Dimensjonerande regnvarigheit, t_r , er 45 minuttar for Oslo og Trondheim, 90 minuttar for Ås og 120 minuttar for Bergen.

Til samanlikning er same berekning gjort for h_{maks} over det anbefalte intervallet 15 til 30 cm (Figur 9) (Paus & Braskerud, 2013). Forholdet mellom f -faktor og h_{maks} innanfor det anbefalte intervallet er tilnærma lineært, og det er ikkje nokon terskelverdi slik det var for K_{sat} . Det er verdt å merke seg at h_{maks} i teorien kan gå utanfor dette intervallet, men at ein då må sikre blant anna at sikkerheit vert ivaretatt og at det ikkje vert lengre periodar med stillestående vatn i regnbedet.



Figur 9 Grafisk framstilling av h_{maks} sin påverknad på $A_{regnbed}$ ved dimensjonering av regnbed i ulike delar av landet. Det er føresett gjentaksintervall 20 år, klimafaktor 1,4 og K_{sat} 10 cm/t. Dimensjonerande regnvarigheit, t_r , er 45 minuttar for Oslo og Trondheim, 90 minuttar for Ås og 120 minuttar for Bergen.

Det er viktig å merke seg at formel (4) gjev ein forenkla versjon av infiltrasjonsprosessane. Infiltrasjonen kan skildrast meir detaljert og presist med t.d. Green-Ampt og Richards sine formlar (Green & Ampt, 1911; Richards, 1931).

2.3.3 Faktorar som påverkar infiltrasjonsevna

K_{sat} i det øvste jordlaget har vist seg å vere den viktigaste parameteren for design og ytelse i regnbed (Atchison et al., 2006; Dalen, 2012). Ved å variere variablane i likning (4) for to regnbed har Paus et al. (2015) vist at den mest effektive måten å auke mengda infiltrert vatn på er ved å auke K_{sat} . I tillegg illustrerer Figur 8 at K_{sat} har stor innverknad på regnbedet sitt nødvendige areal. Viktigheita av infiltrasjonsevna i regnbed gjer det essensielt å kjenne til kva faktorar som påverkar den, og vidare er eit utval av desse skildra.

Areal

Det tilgjengelege arealet for infiltrasjon påverkar fyrst og fremst kor stort vassvolum som kan infiltrere. Arealet bør ha ein samanheng med blant anna storleiken til nedbørfeltet til regnbedet og forventa partikkeltilførsel. Eit stort nedbørfelt med høg forventa partikkeltilførsel krevjar eit større regnbed for å handtere nedbørmengdene og for å hindre at store delar av bedet vert tetta av fine partiklar. For små regnbed kan få store tette flater relativt til totalarealet sitt, og dermed redusert infiltrasjonsevne.

Filtermedium

Filtermediet er kritisk for regnbedet si evne til infiltrasjon både med omsyn til sjølve jordarten si infiltrasjonsevne, men også i forbindelse med fleire av punkta skildra vidare i dette kapitlet. Filtermediet sitt innhald av organisk materiale er viktig for rotdanning, samtidig som drenering er

essensielt for å unngå betongfrost om vinteren (Caraco & Claytor, 1997; Muthanna et al., 2008). Djupna på filtermediet og den effektive porøsiteten bestemmer vassvolumet som kan lagrast i filtermediet, men ein føreset tilstrekkeleg høg K_{sat} for effektiv utnytting av porevolumet (Paus & Braskerud, 2013). Typiske K_{sat} -verdiar for ulike jordartar er 21 cm/t for sand, 0,43 cm/t for mellomleire og 0,060 cm/t for leire (Rawls et al., 1982). I tillegg vil nokre jordtypar som inneheld leirmineralar svelle når dei er blaute, og minke når dei er turre. Blaut jord kan dermed danne eit impermeabelt lag på overflata, medan det i turre periodar kan oppstå sprekker som er gunstig for infiltrasjon (Dingman, 2015).

Djupn av vatn på overflata og maksimal vasstand (h_{maks})

Vatn på overflata skapar ei trykkhøgde som aukar infiltrasjonsraten. Høgare vassnivå over jorda fører til høgare infiltrasjonsrate, så lenge andre forhold er konstante og infiltrasjonskapasiteten ikkje vert overskrida (Feng et al., 2001; Mahmood, 2009; Swartzendruber & Hogarth, 1991). Maksimal vasstand bestemmer den største auken i infiltrasjonsrate frå auka trykkhøgde, og vil berre ha noko å seie ved dimensjonerande hending, altså når filtermediet er metta og vasspegelen ligg i dagen.

Vegetasjon

Organisk materiale som rotvekst og aktivitet frå meitemark og jordinsekt aukar porøsiteten, og organisk «søppel», som humus og lauv, i overflatejorda dannar opningar som aukar infiltrasjonsevna (Dingman, 2015). Ved store mengder lauv kan ein derimot oppleve motsett resultat der lauvet har ein tettande effekt på infiltrasjonen. Rossman (2010) skildrar infiltrasjonsratar i forbindelse med modellering av avrenning, og ved bruk av Hortons infiltrasjonsmodell finn han at maks infiltrasjonsrate på turr jord er dobbelt så høg med tett vegetasjon som på same jord utan vegetasjon. I sandig jord er t.d. maks infiltrasjonsrate 12,7 og 25,4 cm/t for jord høvesvis med og utan vegetasjon. Infiltrasjonsraten i tette jordartar som leir- og siltjord kan dermed ofte vere høgare enn jordarten skulle tilseie.

Overflatehelling og ruheit

Oppsamling av vatn vil gå over til overflateavrenning dersom hellinga er bratt nok og vatnet overvinn motstanden (ruheita) på overflata. Bratte hellingar og glatte overflater i regnbedet vil dermed, dersom andre forhold er konstante, resultere i lågare infiltrasjonsrate (Dingman, 2015).

Initiellt vassinnhald i porene på overflata

Høgare vassinnhald aukar hydraulisk konduktivitet og reduserer kapillærkreftene (Figur 1 og Figur 2), og følgjeleg vert potensialet for lagring og infiltrering av vatn i grunnen redusert (Dingman, 2015).

Tilførsel av partiklar

Ved erosjon og partikkelforureina overvatn kan fine sediment transporterast til dei større porene, og dermed redusere porestorleikein, permeabiliteten og infiltrasjonsevna (Dingman, 2015). Partiklar vert hovudsakleg tilført via innlaupet, og for å hindre gjentetting i dette området er det foreslege at regnbed vert dimensjonert for innlaupshastigheit over 0,15 m/s (Jones & Jha, 2009). Det kan også etablerast forbehandling, som t.d. slamlomme for å halde igjen partiklar frå regnbedet.

Utført drift og vedlikehold

Etter regnbedet er anlagt er det viktig å følge opp med regelmessig vedlikehold. VA/Miljø-blad nr. 106 (2013) anbefaler at avfall og lauv fjernast og at innlaupa haldast reine. Jordoverflata burde trimmast 2-3 gonger i vekstsesongen, døde og uynskte plantar burde fjernast og jorda burde rivast opp slik at vekstjorda vert lufta. I turre periodar burde plantane vatnast, spesielt dei fyrste åra for å sikre god vekst. Regnbed med veldig god drenering treng oftare vatning. Manglande drift og vedlikehold kan føre til dårleg infiltrasjonsevne fordi overflata vert tetta og vatnet ikkje fordeler seg over heile anlegget.

Alder

Fleire av faktorane ovanfor er knytt til alderen til regnbedet. Ved stor partikkeltilførsel eller manglande vedlikehold kan fine sediment akkumulere i filtermediet, og føre til dårleg infiltrasjonsevne. På motsett side vil planterøter med tida vekse seg større, og skape moglegheiter for betre infiltrasjonsevne.

Temperatur

Temperatur påverkar dei fysiske og kjemiske eigenskapane til vatn. Den endrar overflatespenninga, tettleiken og viskositeten til vatnet, som igjen påverkar infiltrasjonsraten i den umetta sona. Viskositet har blant anna vist seg å vere dobbelt så høg ved 0°C som ved 30°C (Klock, 1972), noko som fører til lågare infiltrasjonsrate på grunn av seigt vatn ved låge temperaturar.

Nedbørsrate

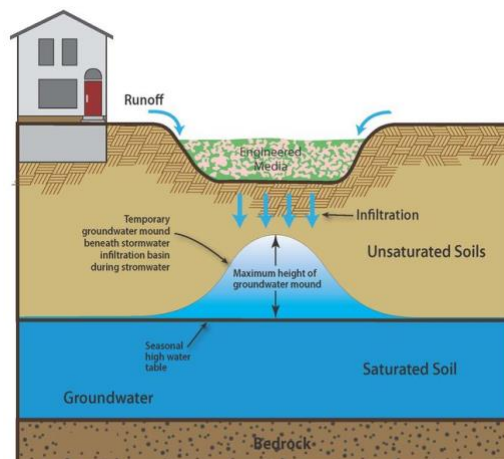
Ved infiltrasjonskapasitet mindre enn nedbørsrate, vil infiltrasjonsraten vere lik infiltrasjonskapasiteten og det vil oppstå overflateavrenning (Figur 1). Dersom nedbørsraten er mindre enn eller lik infiltrasjonskapasiteten, vil regnbedet infiltrere vatnet med ein infiltrasjonsrate lik nedbørsraten (Dingman, 2015). Vidare kan kraftig regn og hydraulisk påkjenning føre til at jorda vert komprimert, og resultere i ei jordforsegling som hemmar infiltrasjon (Assouline & Mualem, 1997).

Frost og tele

Regnbed i kaldt klima er utsatt for frost og teleutvikling. Dersom overflatejord med høgt vassinnhald frys får ein betongfrost som resulterer i ei impermeabel overflate, og dermed dårleg eller ingen infiltrasjon. Frost ved lågare vassinnhald kan oppretthalde infiltrasjon på grunn av opne porekanalar (Dingman, 2015).

Grunnvassstand

Under ei nedbørhending kan det oppstå ein såkalla grunnvasshaug (eng. groundwater mound) ved grunnvasspegelen (Figur 10). I område med høg grunnvassstand kan dette føre til problem med svekka infiltrasjonsevne (Minnesota Pollution Control Agency, 2019; Zhang & Chui, 2017). Dersom grunnvasspegelen stiger opp til eller over overflata vil infiltrasjonsraten vere lik null (Dingman, 2015).



Figur 10 Grunnvasshaug under eit regnbed (Minnesota Pollution Control Agency, 2019).

2.3.4 Metodar for måling av infiltrasjon

Infiltrasjon i regnbed kan målast med fleire ulike instrument og metodar som kvar har ulik grad av presisjon og føresetnader, og som gjev ulike parametrar som resultat. Under er seks metodar for infiltrasjonsmåling i regnbed skildra. Resultatet frå metodane i punkt 1 til 4 vert oftast nytta som input for berekning av K_{sat} , medan metoden skildra i punkt 5 finn K_{sat} direkte frå kornfordelinga til filtermediet. K_{sat} er likevel berre eit estimat på infiltrasjonsevna til regnbedet, og metoden skildra i punkt 6 resulterer i den faktiske infiltrasjonsevna til regnbedet. I Noreg er det dobbelring- og MPD-infiltrrometer som er mest brukt til infiltrasjonsmålingar i regnbed, men ved nokre anledningar har det også blitt utført målingar med syntetisk regn.

1. Dobbelring-infiltrrometer

Eit dobbelring-infiltrrometer (Figur 11) består av to ringar med ulik diameter som bankast ned i jordoverflata, og deretter fyllast med vatn. Området mellom ringane fungerer som ei buffersone og infiltrasjonsmålingane vert gjort i den inste ringen. På denne måten sikrar ein at berre den vertikale infiltrasjonen vert målt (Figur 14), sidan ytterringen er vassmetta under heile forsøket (Dingman, 2015). Metoden har ein enkel framgangsmåte og robust utstyr, men tek relativt lang tid å utføre og krevjar store vassmengder. Nestingen (2007) samanlikna Minidisk-, MPD- og dobbelring-infiltrrometer, og fann at dobbelringen var den mest presise metoden.



Figur 11 Dobbelring-infiltrrometer (Chromiková et al., 2017).

2. Mariotte-sylinder

Infiltrasjonstest ved hjelp av ein Mariotte-sylinder (Figur 12) sørgjer for konstant trykknivå og tek omsyn til tredimensjonal strøyming. Metoden er tidkrevjande fordi det må gravast ei infiltrasjonsgrop, og det trengs ein del utstyr til forsøket. Det er vanskeleg å registrere vassnivåskilnadar, og den er derfor ikkje eigna for filtermedium der den hydrauliske konduktiviteten er låg (Solheim, 2017).



Figur 12 Mariotte-sylinder (Solheim, 2017).

3. Minidisk

Minidisk-infiltrrometeret er ein todelt sylinder som fyllast med vatn (Figur 13). Vatnet infiltrerer gjennom ei porøs stålskive i botnen med ein rate kontrollert av den øvste sylindere, og vassnivået og tida blir notert med jamne mellomrom (Decagon Devices, 2006). Metoden er enkel å setje opp, krevjar relativt små mengder vatn, men målingane kan vere noko unøyaktige (Nestingen, 2007).

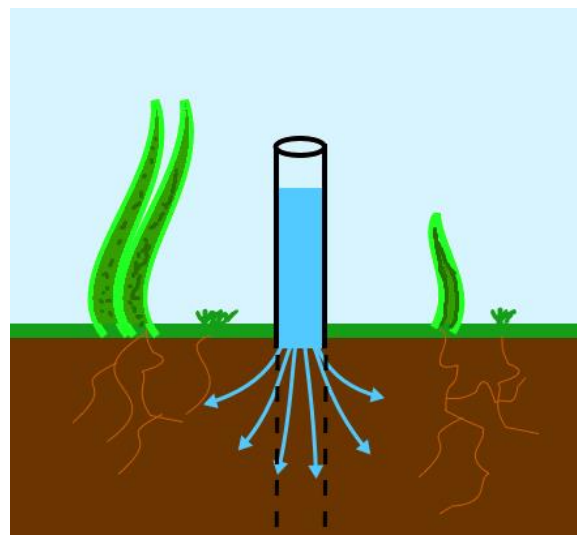
4. Modified Philip-Dunne Infiltrrometer (MPD)

MPD-infiltrrometeret (Figur 15) krevjar lite og lett utstyr, relativt lite vatn, tek kortare tid enn dobbelringen og er dermed enklare når ein skal utføre fleire målingar (Ahmed et al., 2011; Nestingen, 2007). Utstyret er derimot mindre robust, då steinar i jorda kan slå hol i målesylindere. Metoden er rekna for å vere meir unøyaktig enn dobbelringen, blant anna fordi det vil oppstå horisontal strøyming i jorda, som kan overestimere infiltrasjonsevna (Figur 14). Solheim (2017) og Schmidt (2018) viste likevel at det var eit «godt nok» instrument avhengig av ynskja

presisjonsgrad. Nestingen (2007) viste også at MPD var den mest nøyaktige (eng. accurate) metoden av dei tre måleinstrumenta som blei testa, men at den hadde lågare presisjon enn dobbeltringen.



Figur 13 Minidisk-infiltrometer (Markéta, 2013).



Figur 14 Illustrasjon av horisontal strøyming ved MPD-forsøk. Ein ynskjer egentleg å berre måle den vertikale strøyminga, altså strøyminga mellom dei stipla linjene.

5. Empiriske formlar og kornfordelingsanalyse

Det fins mange empiriske formlar som estimerer K_{sat} basert på kornfordelingsanalysar frå jordprøvar, i staden for målingar med vatn i felt. Nokre etablerte formlar er Hazen, Kozeny-Carman, Breyer, Slitcher, Terzaghi, USBR og Alyamani. Forsking viser at formlane har ulike gyldigheitsområde, og ein kan over- eller underestimere K_{sat} dersom ein ikkje nyttar ein passende metode. Odong (2007) og Hussain og Nabi (2016) rapporterte at Breyer, Kozeny-Carman og Hazen sine formlar gav best estimat på K_{sat} .

6. Syntetisk regn

Den faktiske infiltrasjonsevna finn ein ved å fylle regnbedet med vatn ved hjelp av tankbil eller liknande, og deretter måle vasspegelen si synkehastigheit. Dette er ein ressurs- og tidkrevjande metode, men ein får til gjengjeld den faktiske infiltrasjonsevna til regnbedet.

3 Metode

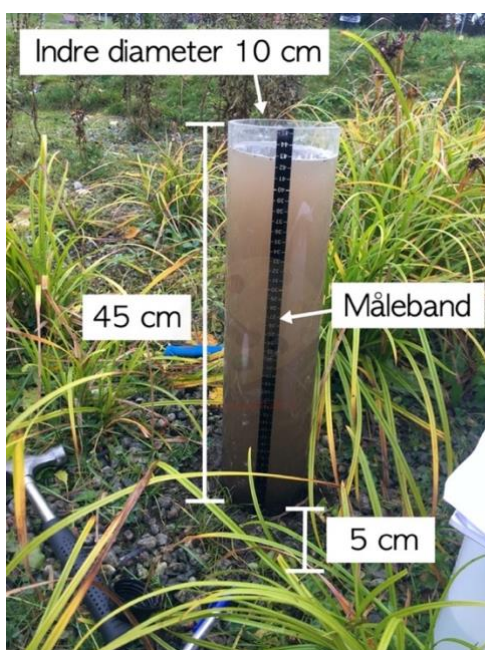
I dette kapittelet skildrast metoden som blei nytta i egne infiltrasjonsforsøk, datainnsamlings- og analysemetodar og anna databehandling som blei brukt i masteroppgåva.

3.1 Utval av regnbed for testing

Regnbeda blei valt i samarbeid med vegleiar Kim Haukeland Paus, med omsyn til tilgjengelegheit og tidsbegrensing. Ei rekkje regnbed i Oslo blei synfart for å sikre at lokalitetane var eigna til infiltrasjonsmålingar, før det blei utført forsøk i så mange regnbed som mogleg før det blei kuldegradar. Totalt blei 12 regnbed undersøkt til formål for denne masteroppgåva. Desse regnbeda er markert i Tabell 3 og synt med bilete i Vedlegg C.

3.2 Feltmetode

MPD-infiltrometeret skildra i 2.3.4 blei valt som metode for infiltrasjonsmåling fordi den er rask, enkel og rimeleg, og eignar seg til å fange opp den romlege variasjonen i infiltrasjonsevne. Infiltrometeret består av ein plastsylinder med lengd 50 cm, indre diameter på 10 cm, opning i begge endar og eit måleband på utsida (Figur 15). Sylinderen blei banka forsiktig 5 cm ned i bakken, slik at den strakk seg 45 cm over bakkenivå. Ein kniv vart nokre stadar nytta for å få bort store steinar og skjere hol i komprimert jord for å enklare banke sylinderen nedi. Deretter blei den fylt opp med vatn til ei valfri høgd, som varierte mellom 33 og 43,2 cm. Vatnet blei fylt på kanner kvelden før målingane, og deretter plassert i bilen over natta for at vasstemperaturen skulle bli så lik lufttemperaturen, og dermed jordtemperaturen, som mogleg. Vasshøgda og tid etter påfylling blei lest av med jamne intervall. Det blei lest av mellom 6 og 16 gonger, då Ahmed et al. (2014) anbefalar 5-10 avlesingar med omsyn til lokale infiltrasjonshastigheit. Nokre stadar blei forsøket avslutta før alt vatnet hadde infiltrert fordi infiltrasjonsraten var veldig låg. Luft-, vass-, og jordtemperaturen blei målt med eit Multi-Thermometer (Figur 16). Det blei utført 1-4 målingar i kvart regnbed, avhengig av storleik og tilgjengelegheit, og målepunkta blei spreidd så godt som mogleg innan i regnbedet. Målingane blei utført 23.10.19 og 25.10.19.



Figur 15 MPD-infiltrometer under feltforsøk.



Figur 16 Termometer nytta ved MPD-målingane.

3.3 MATLAB for estimering av K_{sat}

Frå MPD-målingane blei K_{sat} estimert ved å nytte ein forbetra og effektivisert versjon av Paus (2015) sitt MATLAB-script (Vedlegg B). Scriptet nyttar Darcy's lov og Green-Ampts likning, og er basert på prosedyren skildra av Nestingen (2007), som igjen er ein modifikasjon av Philips analyse av Philip-Dunne permeameter (Philip, 1993). Det kompenserer for horisontal strøyming (Figur 14) med ein likning basert på Green-Ampt som tek omsyn til vassinnhaldet i jorda før og etter forsøk.

Det viste seg at scriptet kunne vere dårleg på veldig låge infiltrasjonsratar, og dersom K_{sat} ikkje kunne bereknast fekk parameteren automatisk ein verdi på 36,00 cm/t. To målingar fekk dette resultatet, og blei teke ut av datasettet grunna ugyldig resultat.

3.4 Tilnærming av vassinnhald

Det var ikkje tilgjengeleg utstyr for å måle vassinnhald i jorda under feltarbeidet, og det blei derfor undersøkt om det var mogleg å nytte gjennomsnittlege vassverdiar frå tidlegare målingar som erstatning. Denne undersøkinga blei gjort på 157 MPD-målingar i regnbeda RIS, NB21 og L34B utført i perioden 2011-2014.

Gjennomsnittet for vassinnhald i jorda før prøvetaking, θ_i , og vassinnhald i jorda etter prøvetaking, θ_f , blei nytta til å rekne ut ny K_{sat} for alle 157 målingane. $K_{sat, ny}$ (med midlare vassinnhaldverdiar) og $K_{sat, gammal}$ (med faktiske vassinnhaldverdiar) vart samanlikna i ein lineær regresjon ($\alpha = 0,05$) for å teste om stigningstalet var ulikt 1 og for å sjå kor mykje av variasjonen i $K_{sat, ny}$ som kunne forklarast med $K_{sat, gammal}$.

3.5 Temperaturkorrigering

MPD-målingane i samband med denne masteroppgåva blei utført ved ulike vasstemperaturar. For å normalisere for temperatur blei K_{sat} -verdiane korrigert til K_{sat} ved 20 °C med Hillel (1998) sitt teoretiske forhold:

$$K_{sat} = k * \frac{\rho * g}{\mu} \quad (5)$$

K_{sat} er metta hydraulisk konduktivitet [cm/t]

k er absolutt mediepermeabilitet [cm²]

ρ er væsketettleik [g/cm³]

μ er dynamisk viskositet [g/(cm t)]

g er tyngdegravitasjonen [cm/t²]

Verdiar frå Elger et al. (2016) blei nytta til å rekne ut ρ og μ for dei målte vasstemperaturane. k , ρ 20 °C og μ 20 °C blei deretter berekna og nytta til å finne K_{sat} 20 °C.

3.6 Datainnsamling frå tidlegare undersøkingar

Det blei samla inn data frå tidlegare infiltrasjonsmålingar i 26 regnbed. I regnbeda VOLL1, VOLL16, STÅL, NB21, L34B, GK34, GV105 og DEICH1-9 fekk eg tilgang til all rådata for målingar utført i 2018 og 2019, og dei blei køyrd gjennom MATLAB-scriptet med tilnærma vassinnhald. Ved målingar i RIS, L34B, NB21, RWMWD4, RWMWD5 og SP frå 2010-2014 blei vassinnhald målt i felt, og ved utrekning av K_{sat} i MATLAB blei faktisk vassinnhald nytta.

I RWMWD1, RWMWD4, RWMWD5, DULU, SP, BURN, TOM og COT blei det utført MPD-målingar av Asleson og Nestingen i 2006. Her blei K_{sat} berekna ut frå blant anna vassinnhald, ved hjelp av ein modifisert versjon av Philip-Dunne sine originale likningar. Sjå Asleson et al. (2007) Appendix F for detaljar. Målingane i TIV er henta frå de Bruin (2016), der K_{sat} blei berekna med faktisk vassinnhald og same MATLAB-script som ovanfor.

3.7 Statistiske analysar

K_{sat} sin variasjon mellom regnbed og utvalte forklaringsvariablar blei analysert med variansanalyse (ANOVA), post hoc samanlikningar med Tukey test, lineær regresjon og to-utvals t-test med antekne ulike variansar ($\alpha = 0,05$). Det vart antekne at K_{sat} -dataa følgde ei lognormalfordeling som vist i tidlegare studiar (Bjerg et al., 1992; Dalen, 2012; Jang & Liu, 2004; Regalado & Muñoz-Carpena, 2004; Tsegaye & Hill, 1998; Vauclin et al., 1994). Logtransformering blei nytta for å oppnå antakelsen om normalitet for t-test, og antakelsar i ANOVA blei sjekka med residualplot og normal Q-Q plot.

I analysane der fleire regnbed samanliknast blei medianen av K_{sat} frå kvart enkelt regnbed nytta for å korrigere for tal målingar i kvart regnbed. STÅL blei også fjerna frå desse analysane på grunn av ekstremverdiar som kunne overskygge andre resultat. I analysane for individuelle regnbed blei alle målepunkta i regnbedet nytta.

3.8 Kapasitetsvurdering av eksisterande regnbed

Ved kapasitetsvurderingar av regnbeda basert på infiltrasjonsmålingar i felt, blei det nytta lokal IVF-statistikk frå Blindern i Oslo og Risvollan i Trondheim.

4 Resultat og diskusjon

Dette kapittelet viser korleis ulike variablar påverkar K_{sat} sin variasjon i tid og rom, i tillegg til å gjere ei generell vurdering av K_{sat} -verdiar målt i felt. Resultatet frå estimering av vassinnhald fins i Vedlegg A, og det konkluderast med at gjennomsnittleg vassinnhald, $\Delta\theta = 12\%$, fungerer som ein god proxy for faktisk vassinnhald ved berekning av K_{sat} .

4.1 Statistisk fordeling av K_{sat} i regnbeda

Tabell 3 oppsummerer dei 34 regnbeda som er undersøkt i dette studiet. Regnbeda er anlagt mellom 2002 og 2019, og 22 av dei er frå 2015 eller seinare. Overflatearealet varierer frå 3,2 til 1347 m², med eit gjennomsnitt på 87 m², og forholdet mellom overflateareal og nedbørfeltet, f , varierer frå 0,45 til 10,5 %, med eit gjennomsnitt på 5,62 %. Einvegs ANOVA (utan STÅL) på regnbeda med meir enn eitt målepunkt viste at minst to gruppe-gjennomsnitt var ulike ($p = 0,00$), og post hoc samanlikningar med Tukey test indikerte at 23 av 406 regnbedpar hadde signifikant ulik K_{sat} .

Variasjonen til K_{sat} var stor som forventa (Hillel, 1998), både innan kvart regnbed og mellom regnbeda (Figur 17). STÅL skilte seg ut med veldig høg varians, der minste og høgste verdi var høvesvis 85,2 og 3330,1 cm/t. Dette kan skuldast at regnbedet ikkje er bygd opp på tradisjonelt vis, men at det består av eit sandfilter og ei vekstmatte. BURN og COT gjekk igjen med signifikant høgare K_{sat} enn høvesvis 5 og 14 andre regnbed i Tukey's test. Ei forklaring på dette kan vere at filtermedia inneheld tilsynelatande mykje sand i forhold til andre regnbed. Dei andre regnbeda som låg høgt hadde ingen spesifikke karakteristikkar som kunne forklare kvifor akkurat desse var betre enn andre.

Elles låg RIS og JESP noko lågare enn resten. RIS skilte seg også ut i Tukey's test med signifikant dårlegare K_{sat} enn seks andre regnbed. Regnbedet er tidlegare nøyse studert (Dalen, 2012; Paus, 2015), og ein trur at låg K_{sat} skuldast tilførsel av finstoff/leire frå uheldig lagring av massar i nedbørfeltet, og at massane i filtermediet blei komprimert under etablering. RIS har i tillegg nest-lågast f -faktor, rekna med både totalt nedbørfelt ($f = 0,5\%$) og med redusert nedbørfelt ($f_{\text{red}} = 1,3\%$), som også kan vere ein av grunnane til dårleg infiltrasjon. JESP var det einaste regnbedet med fiberduk eit par cm under overflata, og hadde i tillegg lågast f -faktor på 0,45 %, noko som kan vere årsaker til låg K_{sat} .

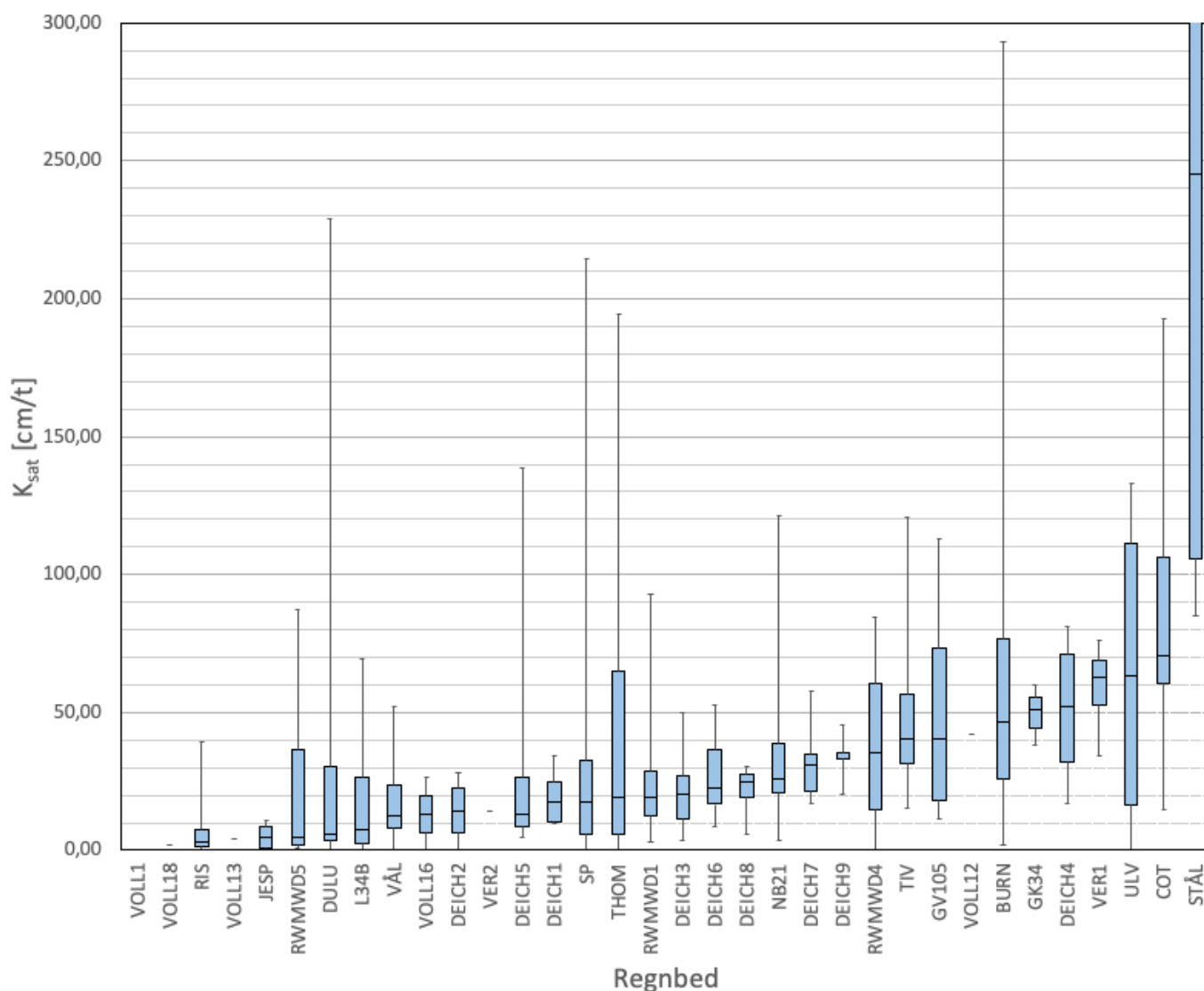
VOLL-regnbeda er ulike celler i eit trappeforma regnbed (Figur C.1), og både VOLL1, VOLL13, VOLL16 og VOLL18 hadde låg K_{sat} (0-4,4 cm/t) ved målingane i 2019. Den opphavlege vegetasjonen i prøvepunktene var gras, men ved prøvetaking i 2019 var det berre hard og kompakt jord. Gras har i utgangspunktet lite rotsystem, som ikkje er optimalt for danning av makroporer (Larsson & Steen, 1988; Yuan et al., 2017). Regnbedet ligg også på ein skuleplass, og den kompakte jorda kan skuldast at born har tråkka og leika i beda. VOLL12 skil seg ut, då det har same eigenskapar som dei andre, men K_{sat} på 42 cm/t. Dette er den siste cella i den øvre delen av trappe-regnbeda, og skjermast frå nedbørfeltet med ein benk (Figur C.2). Den får dermed berre avrenning frå cella ovanfor, og høgare K_{sat} kan skuldast mindre tilførsel av sediment og hydraulisk påkjenning. Dersom dette er årsaken sår det igjen tvil om det er graset og/eller tråkk som er årsaken til dårleg infiltrasjon i dei andre cellene, då det også kan skuldast hydraulisk påkjenning.

26 og 29 av regnbede hadde median og gjennomsnitt høgare enn sjablongverdi på 10 cm/t. K_{sat} sin fordeling var positiv skeiv for alle regnbede (med > 2 observasjonar), og median er derfor best til å beskrive samla K_{sat} for kvart regnbed. For å få eitt samla, vekta estimat på K_{sat} er medianen av medianane funne til 19,7 cm/t. Tilsvarande er gjennomsnittet av alle regnbede sin gjennomsnittlege K_{sat} 30,6 cm/t (utan STÅL).

Tabell 3 Oppsummering av regnbeda. Cella er blank dersom informasjonen ikkje var tilgjengeleg.

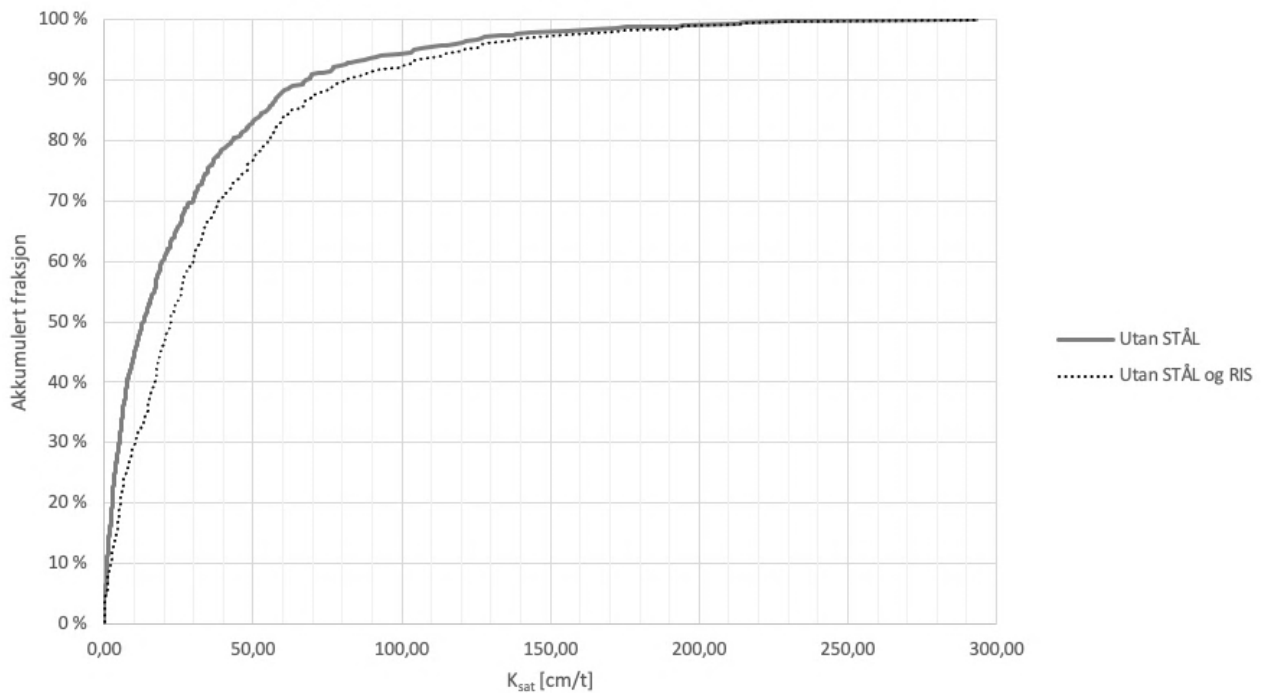
Regnbed	Anlagt [år]	Areal [m ²]	f Aregnbed/ Anedbortfelt [%]	Filtermedium, samansetnad	Fiberduk	Skråstilt drensag	Dreneringsrør	h _{maks} [cm]	Tal målingar	Gjennomsnitt, K _{sat} [cm/t]	Median, K _{sat} [cm/t]
BURN	2003	28		0-30,5 cm sandig lettleire, 30,5-119,4 cm sand med store steinar			Nei		20	63,8	46,6
COT	2002	70		0-101,6 cm sand, 101,6-119,4 cm grus			Nei		20	85,5	70,5
DEICH1	2016	27	4,9	15 % Oslo Kompost, 35 % torv, 50 % sand	Nei	Nei	Ja	25	11	19,1	17,3
DEICH2	2016	54	3,0	30 % Oslo Kompost, 20 % torv, 50 % sand	Nei	Nei	Ja	35	10	14,4	14,1
DEICH3	2016	25	5,0	30 % Oslo Kompost, 20 % torv, 50 % sand	Nei	Nei	Ja	25	13	21,0	20,2
DEICH4	2016	10	5,2	15 % Oslo Kompost, 35 % torv, 50 % sand	Nei	Nei	Ja	25	4	50,8	52,3
DEICH5	2016	20	10,5	15 % Oslo Kompost, 35 % torv, 50 % sand	Nei	Nei	Ja	25	10	27,0	15,7
DEICH6	2016	14	4,8	30 % Oslo Kompost, 20 % torv, 50 % sand	Nei	Nei	Ja	25	8	26,5	22,4
DEICH7	2016	14	8,7	30 % Oslo Kompost, 20 % torv, 50 % sand	Nei	Ja	Ja	25	6	31,8	30,7
DEICH8	2016	8	5,6	15 % Oslo Kompost, 35 % torv, 50 % sand	Nei	Nei	Ja	25	4	21,5	25,0
DEICH9	2016	23	4,9	15 % Oslo Kompost, 35 % torv, 50 % sand	Nei	Nei	Ja	25	5	33,4	33,1
DULU	2005	1347		0-46 cm sandig lettleire, 46 - >117 cm leire			Ja		34	32,6	5,7
GK34	2019	8,5		50 % Oslo Toppjord, 50 % sand	Ja	Nei	Ja	20	3	49,6	50,8
GV105	2019	40		50 % Oslo Toppjord, 50 % sand	Nei	Nei	Ja	15	4	51,3	40,3
JESP ₁	2016	38,9	0,45	60 % jord, 40 % sand	Ja	Nei	Ja	20	4	5,0	4,5
L34B	2006		2	8 % leir, 23 % silt, 69 % sand, 8 % org. m.	Nei	Nei	Nei	6,5	15	16,7	7,2
NB21	2009	10,3	7,4	6 % leir, 17 % silt, 77 % sand, 8 % org. m.	Ja	Ja	Ja	20	22	33,2	26,0
RIS	2009	39,8	0,5	3 % leir, 21 % silt, 75 % sand, 4 % org. m.	Nei	Nei	Ja	16	130	5,0	3,0
RWMWD1	2006	147		0-50,8 cm sandig lettleire, 50,8-119,4 cm sand			Ja		12	26,9	19,3
RWMWD4	2006	29		0-50,8 cm sandig lettleire, 50,8-119,4 cm sand			Nei		8	38,9	35,4
RWMWD5	2006	59		0-50,8 cm sandig lettleire, 50,8-119,4 cm sand			Nei		19	19,0	4,9
SP	2004	67		0-20,3 cm sandig lettleire, 20,3-48,3 siltig lettleire, 48,3-119,4 sand			Nei		51	25,7	17,7
STÅL ₁	2016	11		Sandfilter og vekstmatte		Nei		10	4	976,4	245, 1
THOM	2006	78		0-12,7 cm sandig lettleire, 12,7-43,2 sand med steinar, 43,2-119,4 siltig lettleire			Ja		30	43,5	19,1
TIV	2015	31		Miks av sand, organisk kompost og lokal toppjord	Nei	Nei	Ja		18	46,9	40,2
ULV ₁	2017	21,4		45 % sand, 45 % torv, 10 % leir	Ja	Nei	Ja	20	4	64,8	63,1
VER ₁₁									4	59,1	62,9
VER ₂₁	2016	270	6,6	63 % sand, 45 % torv, 10 % leir	Nei	Nei	Ja	20	1	14,4	14,4
VOLL ₁₁	2017	6	9,7	6 % leir, 17 % silt, 77 % sand, 8 % org. m.	Nei	Ja	Nei	20	2	0,0	0,0
VOLL ₁₂₁	2017	4	6,5	6 % leir, 17 % silt, 77 % sand, 8 % org. m.	Nei	Ja	Nei	20	1	42,3	42,3
VOLL ₁₃₁	2017	4,4	7,1	6 % leir, 17 % silt, 77 % sand, 8 % org. m.	Nei	Ja	Nei	10	1	4,4	4,4
VOLL ₁₆₁	2017	5,4	8,8	6 % leir, 17 % silt, 77 % sand, 8 % org. m.	Nei	Ja	Nei	10	2	13,3	13,3
VOLL ₁₈₁	2017	3,2	5,2	6 % leir, 17 % silt, 77 % sand, 8 % org. m.	Nei	Ja	Nei	10	1	1,7	1,7
VÅL ₁	2017	152		Blanding av torv, kompostert mat-, hage-, og parkavfall, sand og fullgjødsl 11-5-18, 20-40 % org. m.	Ja	Nei	Ja	33	4	19,4	12,6

₁ Målt i forbindelse med denne masteroppgåva.



Figur 17 Boksplott som syner spreinga i K_{sat} for dei 34 regnbeda. Plottet syner minimums- og maksimumsverdi, median, og 25. og 75. persentil. For STÅL er 75. persentil og maksverdi 1116,0 og 3330,1 cm/t. VER2, VOLL12, VOLL13 og VOLL18 hadde berre éi måling og synes derfor dårleg i figuren. K_{sat} for desse kan finnast i Tabell 3. VOLL1 hadde to målingar på 0,0 cm/t, og synes derfor heller ikkje i figuren.

Av dei totalt 488 målingane var 56 % over 10 cm/t, og medianen og gjennomsnittet var 13,1 og 27,2 cm/t (Figur 18, Tabell 4, utan STÅL). Dette er lågare enn om ein ser på regnbeda individuelt, noko som skuldast at tal individuelle målepunkt er eit resultat av studiedesignet. Det er ei stor skeivfordeling i tal målepunkt i dei ulike regnbeda, t.d. er det utført 130 målingar i RIS som har dårleg infiltrasjon. Dersom ein fjernar RIS er 71 % av målingane over 10 cm/t, og medianen og gjennomsnittet er 22,3 og 35,4 cm/t (Figur 18, Tabell 4, utan STÅL og RIS). Dette viser behovet for å kontrollere for tal målingar i kvart regnbeda.



Figur 18 Akkumulert fraksjon for alle målingane i regnbeda utan STÅL/RIS.

Tabell 4 Eigenskapane til datasettet synt i Figur 18. Verdiane er oppgitt i cm/t.

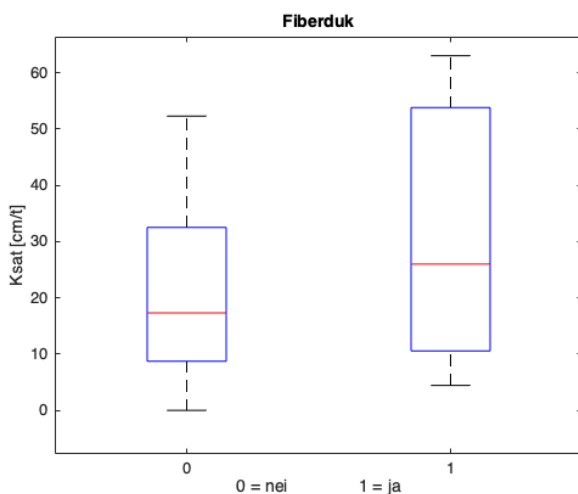
	Utan STÅL	Utan STÅL og RIS
Tal målingar	484,0	354,0
Gjennomsnitt	27,2	35,4
Median	13,1	22,3
Standardavvik	38,2	41,7
5. persentil	0,3	0,7
95. persentil	109,8	125,4

4.2 Stadsspesifikke variablar som ikkje endrar seg i tid og rom

Frå faktorar lista opp i 2.3.3 er det undersøkt om eigenskapane fiberduk, skråstilt drenslag, dreneringsrøyr, h_{maks} og f-faktor ved regnbeda kan forklare variasjonen i K_{sat} mellom regnbed. Variablane vert antekne konstante i tid og rom, men det er mogleg at dette ikkje er tilfellet, t.d. at fiberduken ikkje dekker heile arealet, dreneringsrøyrret tettar seg over tid eller at h_{maks} ikkje er heilt lik over alt i regnbedet. Sidan slik informasjon er vanskeleg å oppdrive, blei det gjort ei forenkling der fiberduk, dreneringsrøyr og skråstilt filtermedium var ja/nei variablar, og h_{maks} var konstant for kvart regnbed. Kunnskap om desse variablane fans ikkje for alle regnbeda, så analysane blei gjort der det førelåg tilstrekkeleg informasjon. Det blei ikkje korrigerert for tidspunkt for prøvane eller plassering av måleinstrument i regnbedet fordi datasettet var for lite og ukomplett. Dette er ei feilkjelde som potensielt overskygger signifikante resultat, men dersom det hadde vore ein klar trend er det truleg at den hadde kome fram likevel.

4.2.1 Fiberduk

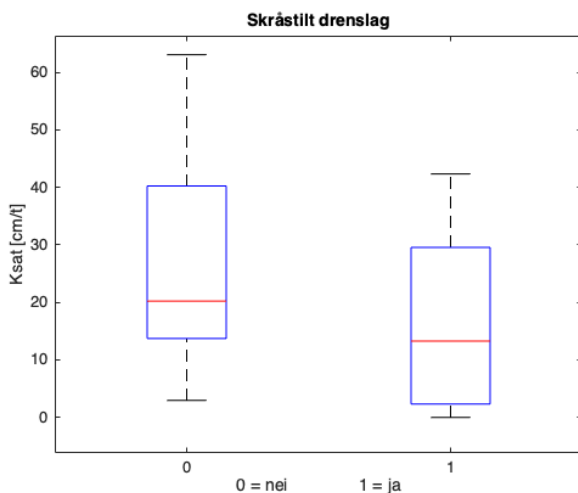
Det var 6 og 19 regnbed som hadde høvesvis fiberduk og ikkje fiberduk. T-test viste ingen signifikant samanheng mellom K_{sat} og nærvær av fiberduk ($p = 0,13$) (Figur 19). Avgrensinga av K_{sat} er gjerne knytt til det øvste jordlaget (Paus, 2015), og sidan fiberduken ligg nedst i filtermediet er det mogleg at den ikkje har nokon påverknad på K_{sat} . Paus og Braskerud (2013) og Cahill et al. (2018) har stilt spørsmål ved om fiberduken kan verke som rotsperre og infiltrasjonshinder, men det finn ikkje desse analysane bevis for.



Figur 19 Fordelinga av K_{sat} (median) i 25 regnbed med og utan fiberduk.

4.2.2 Skråstilt drensag

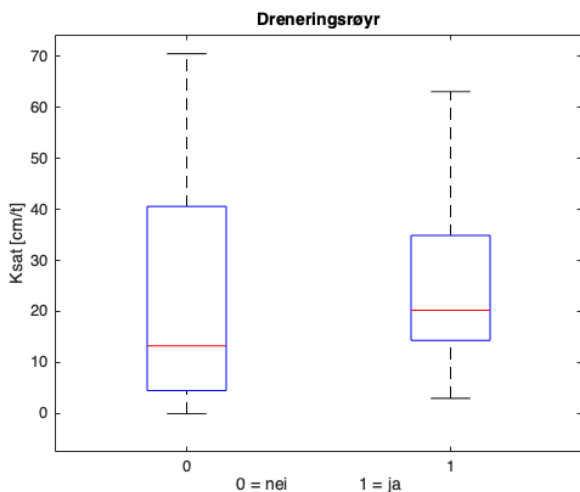
Det var 7 og 17 regnbed som hadde høvesvis skråstilt og ikkje skråstilt drensag. T-test viste ingen signifikant samanheng mellom skråstilt drensag og K_{sat} ($p = 0,15$) (Figur 20). Ved prøvetaking blei det ikkje teke omsyn til om regnbedet hadde skråstilt drensag eller ikkje, og med omsyn til kva djupn av filtermedium/drensag som fans under kvar prøve var det tilfeldig kvar i regnbedet K_{sat} blei målt. Det er vanskeleg å måle effekten av skråstilt drensag dersom ein ikkje spesifikt undersøker ulike stadar i regnbedet med informasjon om oppbyggnaden til grunn. Grundige undersøkingar burde bli utført på fleire regnbed med skråstilt drensag for å opparbeide seg eit godt datagrunnlag for vidare analysar av denne variabelen.



Figur 20 Fordelinga av K_{sat} (median) i 24 regnbed med og utan skråstilt drensag.

4.2.3 Dreneringsrør

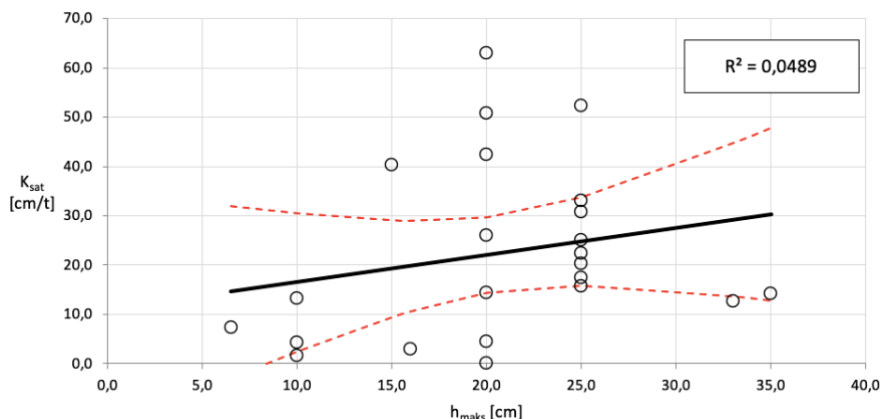
Det var 21 og 11 regnbed som hadde høvesvis dreneringsrør og ikkje dreneringsrør. T-test viste ikkje signifikant effekt av dreneringsrør på K_{sat} ($p = 0,14$) (Figur 21). Dersom regnbed med dårlege grunnforhold har installert dreneringsrør, medan regnbed med gode grunnforhold ikkje har dreneringsrør, er det sannsynleg at ein potensiell effekt har blitt maskert av grunnforholda. Ein kan derfor ikkje utelukke at dreneringsrør har ein positiv effekt på K_{sat} . Framtidige undersøkingar på effekten av dreneringsrør burde ta omsyn til grunnforholda.



Figur 21 Fordelinga av K_{sat} (median) i 32 regnbed med og utan dreneringsrør.

4.2.4 Maksimal vasstand, h_{maks}

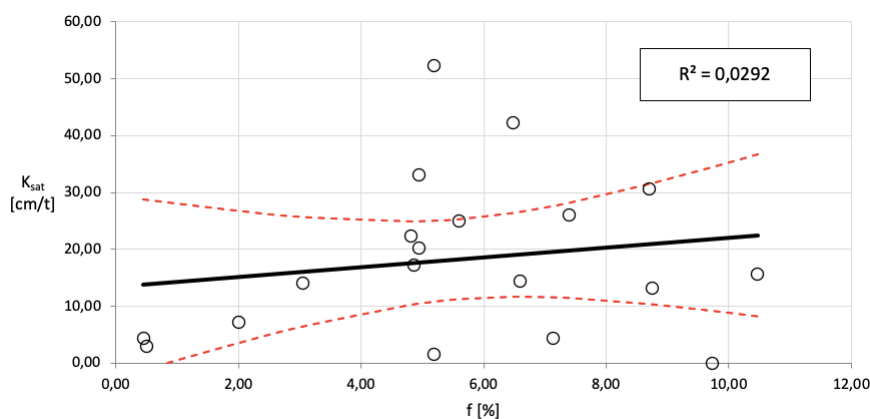
For 24 regnbed fans det informasjon om h_{maks} , som varierte mellom 6,5 og 35,0 cm (Tabell 3), men STÅL blei fjerna og analysen blei gjort på 23 regnbed. Lineær regresjon viste ingen signifikant samanheng mellom K_{sat} og h_{maks} ($p = 0,31$) (Figur 22). Det er fyrst og fremst for vasslagring på overflata at h_{maks} spelar ei rolle, og det var difor ikkje forventa å finne ein samanheng.



Figur 22 Lineær regresjon mellom K_{sat} (median) og h_{maks} for 23 regnbed. Dei raude linjene syner 95 % konfidensintervallet for trendlinja.

4.2.5 Overflateareal i forhold til nedbørfeltet sitt areal, f-faktor

Det var 19 regnbed som hadde informasjon om f-faktor, og lineær regresjon viste ingen signifikant samanheng mellom K_{sat} og f ($p = 0,48$) (Figur 23). Det var forventa at små regnbed i forhold til nedbørfeltet (låg f) var meir utsatt for gjentetting. Store felt har større mengder avrenning og kan også ha, avhengig av nedbørfeltet sin karakteristikk, større tilførsel av sediment. Le Coustumer et al. (2012) rapporterte at begge deler hadde negativ effekt på K_{sat} , men denne samanhengen blei ikkje funne i regnboda i denne undersøkinga.



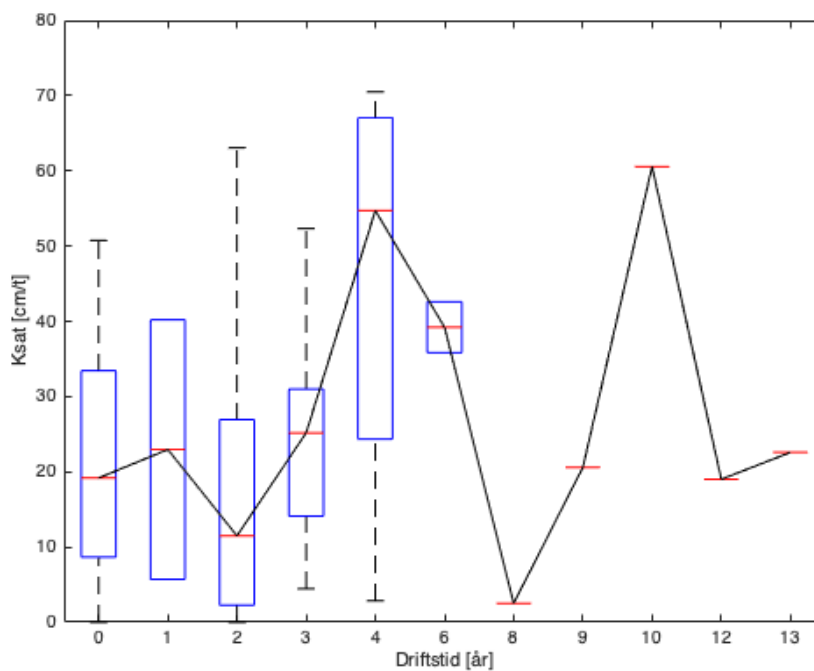
Figur 23 Lineær regresjon mellom K_{sat} (median) og f -faktor for 24 regnbed. Dei raude linjene syner 95 % konfidensintervallet for trendlinja.

4.3 Tidsavhengige og romlege variablar

K_{sat} varierer i tid og rom, og vert påverka av variablar som også varierer i tid og rom. For å undersøkje dette samspelet er det utført analysar på korleis driftstid (alder på regnbedet ved måletidspunkt) og nærleik til innlaupet påverkar K_{sat} .

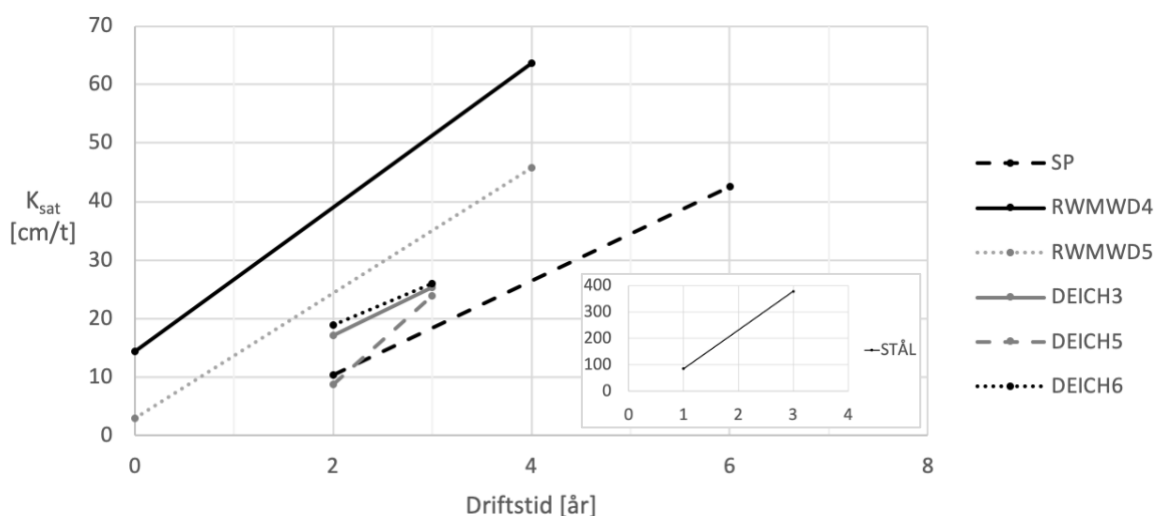
4.3.1 Driftstid

Det var forventa nedgang i K_{sat} over tid grunna sediment i filtermediet (Langergraber et al., 2003), men auke grunna rotvekst var også ein moglegheit. Lineær regresjon på alle måletidspunkta i alle regnboda (utan STÅL) viste ingen signifikant samanheng mellom K_{sat} og driftstid ($p = 0,31$). K_{sat} varierte mykje i laupet av driftstida (Figur 24), og det er mogleg at det er vanskeleg å gjere ei samla analyse på alle regnboda fordi K_{sat} i utgangspunktet er ulik mellom regnbed, i tillegg til at det varierer når og kor ofte det er gjort infiltrasjonstestar. Prøvane er tekne hovudsakleg på sommaren og tidleg haust, så det vert anteke at sesongvariasjonar ikkje påverkar resultatet nemneverdig. Driftsår 8-13 har berre målingar frå L34B og NB21, og i kvart driftsår er berre eitt av dei testa. Dei individuelle eigenskapane til desse regnboda kan difor påverke trenden i stor grad. I driftsår 8 blei t.d. berre L34B testa, og dette var i tillegg einaste målinga utført tidleg på våren, noko som kan vere årsaka til den tilsynelatande kraftige nedgangen dette driftsåret. For å fjerne usikkerheita mellom regnbed blei det utført to-utvals t-test og ANOVA på høvesvis ti og tre individuelle regnbed.



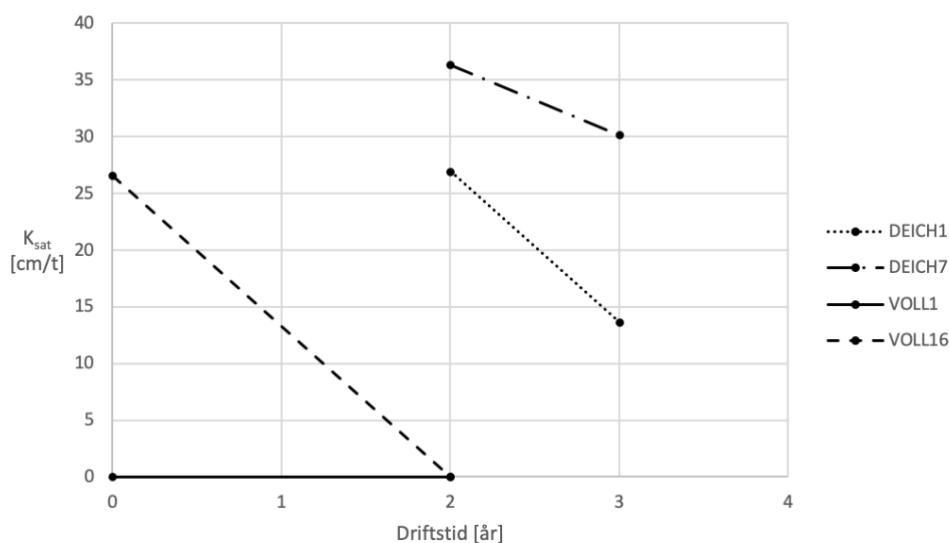
Figur 24 K_{sat} (median) sin fordeling i 32 regnbeda i forhold til driftstid (avrunda til næraste heile år). Plottet syner minimums- og maksimumsverdi, median, og 25. og 75. persentil. Den svarte linja følgjer medianane. Punkta i plottet er medianen av målingane i regnbeda i det gitte driftsåret.

SP og RWMWD5 hadde signifikant betre K_{sat} frå driftsår 0 til 4 (to-utvals t-test, $p = 0,0-0,025$) (Figur 25). RWMWD4, DEICH3, DEICH5 og DEICH6 hadde også positiv utvikling, men ikkje signifikant (to-utvals t-test, $p = 0,072-0,40$). I tillegg hadde STÅL positiv utvikling, men det var ikkje mogleg å utføre t-test grunna berre éin observasjon i driftsår 1. Av regnbeda med berre to tidspunkt for målingar hadde SP, RWMWD4 og RWMWD5 lengst driftstid, og det er mogleg at dei andre regnbeda vil oppleve større vekst over lengre tid. Dei er i tillegg dei einaste regnbeda i USA i desse analysane, og det kan også hende at amerikanarane har designa regnbeda med betre forhold for rotvekst og insektaktivitet enn nordmennene.



Figur 25 Regnbeda med positiv utvikling av K_{sat} over tid. Punkta syner medianen av målingane gjort det aktuelle driftsåret. I STÅL var det berre éi måling i driftsår 1.

DEICH1 hadde nesten signifikant dårlegare K_{sat} frå driftsår 2 til 3 (to-utvals t-test, $p = 0,055$) (Figur 26). DEICH7 hadde også negativ utvikling, men ikkje signifikant (to-utvals t-test, $p = 0,21$). VOLL1 og VOLL16 hadde høvesvis inga og negativ utvikling. Desse hadde berre eitt målepunkt per prøvetaking og det vart derfor ikkje gjennomført t-test. I driftsår 0 hadde VOLL16 mykje meir gras enn i driftsår 2, og den negative utviklinga kan skuldast den manglande vegetasjonen. VOLL1 hadde derimot vedvarande låg K_{sat} , og det kan hende at filtermediet blei uheldig komprimert ved etablering, eller at det var tidleg tråkk eller tilførsel av store mengder sediment frå nedslagsfeltet. Denne cella ligg øvst i regnbedet, og det er derfor ikkje usannsynleg at det er tilfellet. Regnbeda i Deichmanns gate har relativt like karakteristikkar og det er interessant at K_{sat} utviklast ulikt over tid. Det er noko skilnad i plantefordelinga, men den tilgjengelege planteplanen verkar ikkje å kunne forklare variasjonen. Andre parametarar det fins informasjon om klarar heller ikkje å forklare variasjonen, og det trengs grundigare analysar og feltundersøkingar for å finne forklaringar.



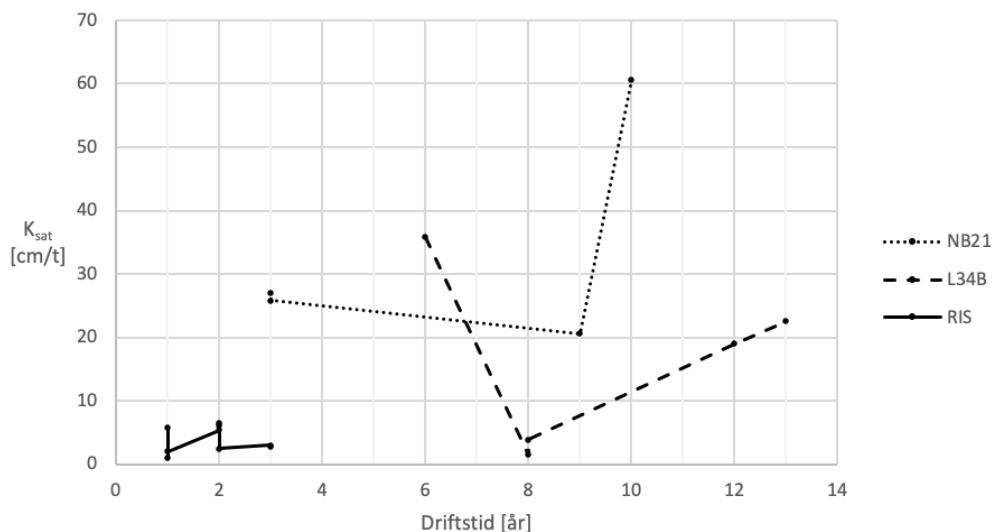
Figur 26 Regnbed med negativ eller inga utvikling av K_{sat} over tid. Punkta syner medianen av målingane gjort det aktuelle driftsåret.

NB21, L34B og RIS har blitt målt ved fleire enn to anledningar og utviklinga av K_{sat} varierer (Figur 27). Einvegs ANOVA synte ingen signifikante skilnadar mellom driftsåra i regnbeda. Dei to lågaste målingane i L34B var i driftsår 8, og dei var tekne i mars og mai månad. Dei andre målingane var utført seinare på sommaren, noko som kan forklare den tilsynelatande nedgangen dette året. Sett bort frå desse målingane verka det som ein nedgang på om lag 13 cm/t frå driftsår 6 til 13. Sjølv om K_{sat} ikkje er spesielt låg i L34B, kan det etter lang driftstid vere fordelaktig å luften/skifte ut delar av filtermediet eller plante på nytt for å oppretthalde god infiltrasjonsevne (Kluge et al., 2018).

I NB21 i driftsår 10 blei det utført målingar med to MPD-kolonnar, éi ved innlaupet og éi eit stykke borte frå innlaupet, som høvesvis gav K_{sat} lik 22 og 99 cm/t. Den siste målinga drog snittet kraftig opp, og målinga som var gjort nærast denne året før, var til samanlikning på 37 cm/t. Det kan vere kraftig rotvekst som har auka K_{sat} veldig mykje på eitt år, men det kan også vitne om store, og forventa, lokale infiltrasjonsskilnadar (Radinja et al., 2019).

RIS varierte noko, men heldt seg generelt lågt. Dei lågaste målingane var på hausten, og dei høgaste var på sommaren, og variasjonen kan skuldast sesong så vel som driftstid. Dalen (2012) studerte RIS over delar av same periode, og viste til same sesongskilnadar. Dersom ein ser på vår-

og sommarmålingane i driftsår 1 og 3 var det ein liten nedgang på om lag 3 cm/t, men dette kan skuldast tilfeldigeheiter. Det er altså ingen tydeleg tendens til verken auke eller nedgang i K_{sat} over dei tre åra.



Figur 27 Regnbed med både positiv og negativ utvikling av K_{sat} over tid. Punkta syner medianen av målingane gjort i det aktuelle driftsåret.

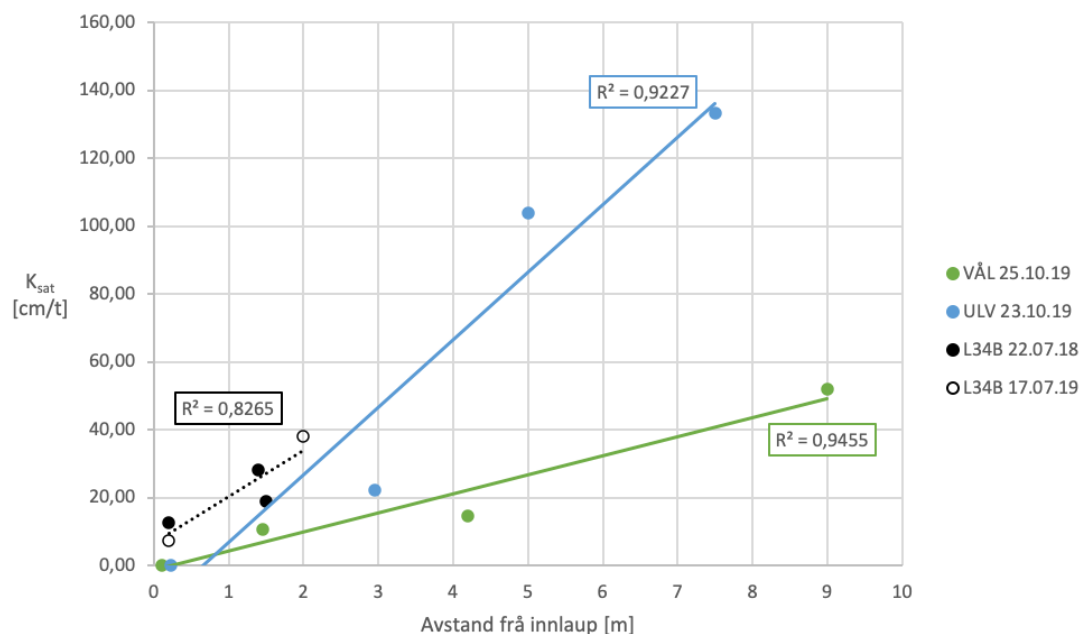
Det er store skilnader i utviklinga av K_{sat} , noko litteraturen også rapporterer. Le Coustumer et al. (2009) fann både positiv, negativ og inga utvikling i undersøkinga av 37 regnbed over fem år i Australia. Emerson og Traver (2008) fann ei auke på 1,8 cm/dag per år for eit regnbed undersøkt over to år i USA, medan Kluge et al. (2018) fann nedgang i infiltrasjon over ei driftstid frå 11 til 22 år i Tyskland. Le Coustumer et al. (2012) utførte ei storskala laboratorieundersøking for å teste korleis design og drift påverka regnbed over tid, og fann at alle systema blei tetta igjen, forutan eitt, der det var vegetasjon med svært tjukke røter. System med høg sedimenttilførsel var meir utsatt for gjentetting, men også kontrollsystemet, som berre fekk tilført springvatn, leid av redusert K_{sat} . Dette viser at nedgang i K_{sat} ikkje nødvendigvis berre skuldast sedimenttilførsel, men kan også skuldast hydraulisk påkjenning og låg f-faktor. Generelt trengs det meir informasjon og forskning for å evaluere den langsiktige ytelsen til regnbed både i Noreg og i utlandet (Liu et al., 2017).

4.3.2 Nærleik til innlaup

Det var 18 regnbed som hadde målingar med informasjon om kor langt frå innlaupet infiltrasjonen var testa, og lineær regresjon blei nytta for å undersøke samanhengen mellom K_{sat} og avstanden. Det var forventa positiv samheng på grunn av akkumulasjon av sediment ved innlaupet (Asleson et al., 2009). Regnbed med lite tilførsel av sediment frå nedbørfelt, forbehandling (t.d. slamomme), eller filtermedium med same kornstorleik som partikkeltilførselen vil gjerne ikkje oppleve like stor romleg variasjon av K_{sat} i forhold til innlaup. Uheldig overflatehelling kan også føre til akkumulering av sediment, og følgjeleg lågare K_{sat} andre stadar i regnbedet enn berre ved innlaupet. For nokre av regnboda varierer målingane i tid, og der funna i 4.3.1 tilseier ulik K_{sat} ved dei forskjellige måletidspunkta, er dei behandla kvar for seg.

VÅL, ULV og L34B hadde signifikant auke i K_{sat} med auka avstand frå innlaup ($p = 0,028-0,04$) (Figur 28). L34B hadde målingar frå både 2018 og 2019, men desse hadde liten variasjon i K_{sat} og

høg variasjon i avstand frå innlaup, så målingane blei analysert samla. Ingen av desse regnbeda har slamlomme, og nedbørfeltkarakteristikken varierer mellom bilveg, torgplass, grus og asfalt (Figur 29 og Figur 30). Tilførsel av sediment til filtermediet, og følgjande gjentetting ved innlaupet var dermed å forvente.



Figur 28 Signifikante resultat frå lineær regresjon mellom K_{sat} og avstand frå innlaup. Regresjonen for L34B er gjort på alle fem observasjonane.

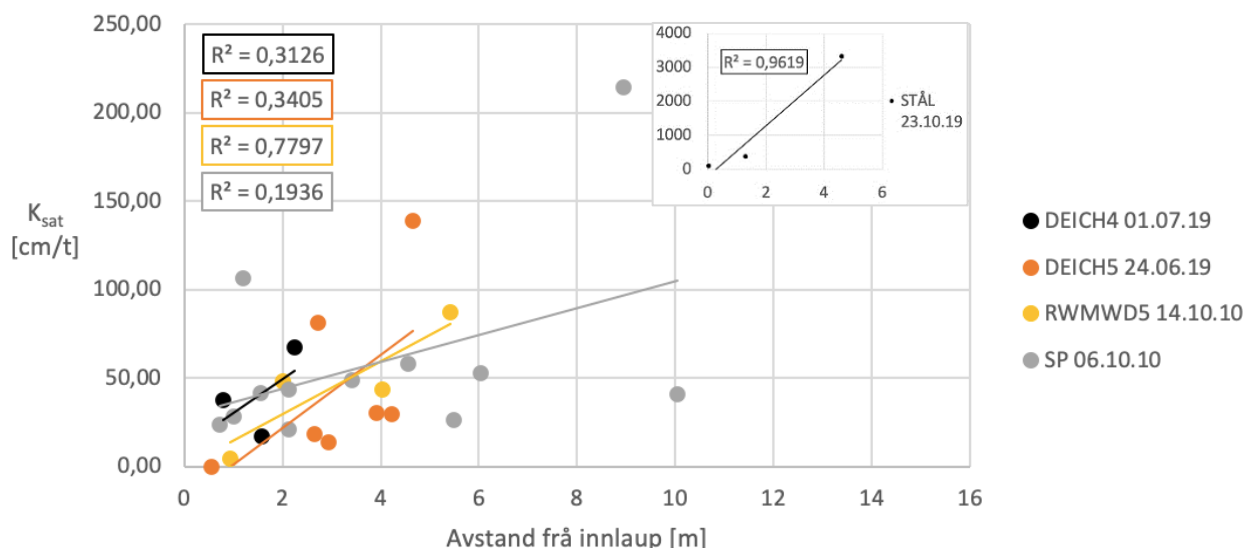


Figur 29 Del av nedbørfeltet til ULV. Dette er renna som leder vatnet til regnbedet.



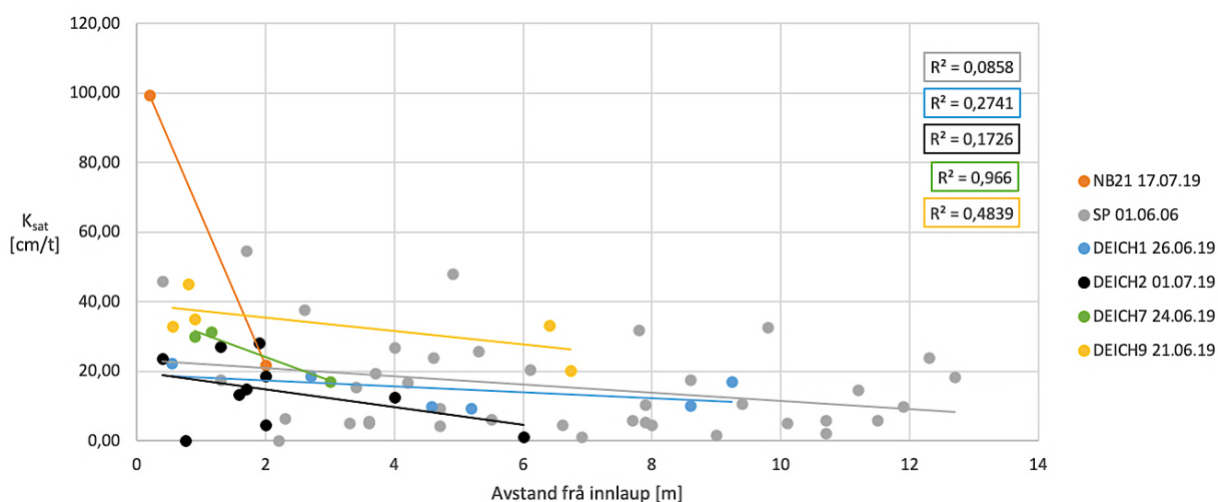
Figur 30 Del av nedbørfeltet til VÅL. Innlaupet er rista som går tvers over regnbedet bak trea.

Fem analysar vitna om positiv, men ikkje signifikant ($p = 0,12-0,62$), samanheng mellom K_{sat} og avstand frå innlaup (Figur 31). SP hadde positiv trend på grunn av den høgste K_{sat} -verdien på 214 cm/t, og utan denne observasjonen var linja tilnærma horisontal. DEICH4 hadde berre tre målingar, og syntte ikkje ein konsis samanheng sjølv om trendlinja peika oppover. Alle regnbeda har nedbørfelt som kan føre til sedimenttilførsel (bygate, veg, asfalt), og utanom STÅL så har ingen av dei forbehandling, noko som kan forklare den positive trenden. Slamlomma til STÅL klarde ikkje å hindre lågare infiltrasjon nær innlaupet, noko som indikerer at den ikkje fungerer optimalt.



Figur 31 Lineær regresjon for regnbede med positiv samanheng mellom K_{sat} og avstand frå innlaup.

Seks analysar viste negativ, men ikkje signifikant ($p = 0,07-0,29$), samanheng mellom K_{sat} og avstand frå innlaup (Figur 32). Av desse har DEICH1, DEICH2 og DEICH9 slamlomme, som kan verke å fungere etter hensiktene. SP hadde negativ trend i 2006, og stigande/flat i 2010. Sett i samanheng med at K_{sat} har auka mykje på denne tidsperioden, kan det tyde på at infiltrasjonen har hatt stor auke langt borte frå innlaupet, og ikkje like stor auke nærare innlaupet, noko som igjen kan vitne om relativt dårlegare infiltrasjonsforhold ved innlaupet. NB21 har berre avrenning frå tak, i tillegg til ei skiferhelle før innlaupet, og det er dermed venta små mengder sediment. DEICH7 har avrenning frå bygate og tak, og inga slamlomme, og derfor ingen openbar forklaring til den negative trenden. Negativ samanheng kan t.d. skuldast uheldig komprimering av massar under etablering, folk eller dyr som har tråkka i regnbedet og det kan vere lågbrekk eller fleire innlaup det ikkje er opplyst om.



Figur 32 Lineær regresjon for regnbede med negativ samanheng mellom K_{sat} og avstand frå innlaup. NB21 har berre to punkt, og R^2 synes derfor ikkje.

Ytterlegare 15 analysar viste ingen tydeleg trend mellom K_{sat} og avstand frå innlaup. Grunnen kan vere blant anna lite tilførsel av sediment, på grunn av fungerande slamlomme eller generelt lite tilførsel frå nedbørfelt, og godt vedlikehald. Det kan også skuldast at det ikkje er god nok spreiding

i målepunkta under testing. I desse analysane var det berre TIV som hadde dårleg spreining, med målingar frå 3 til 5 m frå innlaupet.

Det er tydeleg at det ikkje fins nokon klar samanheng mellom K_{sat} og avstand frå innlaup for alle regnbeda. Ahmed et al. (2015) hadde same funn frå analysar på den romlege variasjonen av K_{sat} i grasdekk vadi. Det er i tillegg vanskeleg å finne årsaken til dei ulike trendane, då regnbed med tilsynelatande relativt like karakteristikkar vert representert med både positiv, negativ og inga samanheng. Dei tre signifikante analysane viste auke i K_{sat} med avstand frå innlaup, som forventa på førehand, men likevel resulterte 26 av 29 analysar med negativ eller ingen trend, noko som tyder på at gjentetting lokalt nær innlaupet ikkje påverkar K_{sat} i like stor grad som anteke. Fleire studiar viser at vegetasjon kan auke infiltrasjonsevna, og det er mogleg at dette også dempar effekten av gjentetting (Gonzalez-Merchan et al., 2014; Hart, 2017; Muerdter et al., 2018).

4.4 Vurdering av datainnsamling som metode

Datsettet består av målingar utført av mange ulike personar og institusjonar. Det er ikkje systematisk kvar i regnbeda, når på året eller kor ofte infiltrasjonstestar er utført, og dette reknast å vere ei stor feilkjelde. I tillegg er det varierende kva parametrar som er rapportert for kvart målepunkt og kvart regnbed. Det burde vore ein standardisert metode for å utføre infiltrasjonsmålingar, t.d. med eit gitt tal målepunkt per areal, anten valt tilfeldig innan i regnbedet eller stratifisert på t.d. avstand frå innlaup, og med gitte tidspunkt for når på året målingane skal utførast. Dersom målingane hadde vore standardiserte kunne ein enklare teke omsyn til t.d. sesongskilnadar ved å nytte multiple regresjonsanalysar.

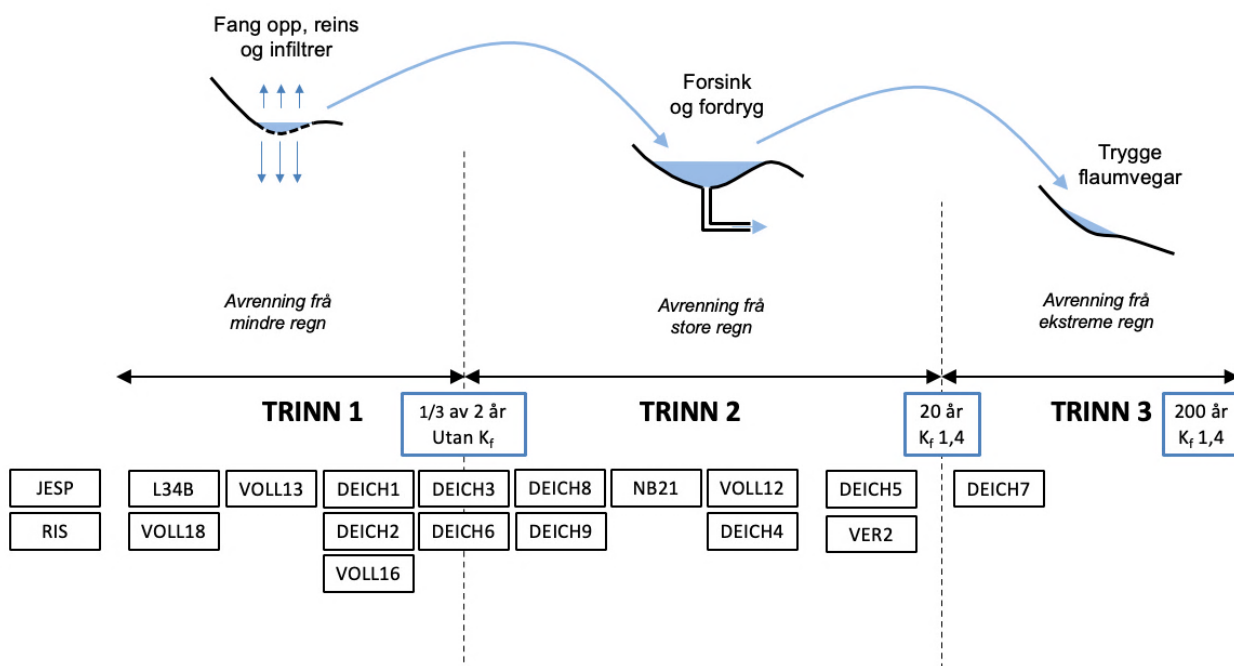
Alle målingane er utført med MPD, utanom seks stykk i TIV som er utført med dobbelring, og skilnad i målemetodar er derfor ikkje sett på som ei stor feilkjelde. Derimot kan ulike personar utføre MPD-målingane på ulikt vis, og følgjeleg påverke resultatata i både positiv og negativ retning, sjølv om metoden i utgangspunktet er den same.

4.5 Praktisk betydning av resultatata

Dagens retningslinjer tilseier 10 cm/t som tilnærming til K_{sat} ved dimensjonering av regnbed, men denne studien viste at 26 av 34 regnbed hadde median høgare enn sjablongverdi, og at medianen av medianane for alle regnbeda var 19,7 cm/t. I formel (4) for dimensjonering er det K_{sat} som nyttast for å representere infiltrasjonsevna, men formelen føreset eigentleg synkehastigheit, altså faktisk infiltrasjonsevne der trykkhøgde og kapillærkrefter også spelar ei rolle. K_{sat} er i seg sjølv eit konservativt estimat for infiltrasjonsevna, og ut i frå desse resultatata anbefalast det å auke sjablongverdi frå 10 cm/t til minst 20 cm/t. I praksis tyder det at mindre areal krevjast for å oppnå funksjonskrava, og f kan t.d. reduserast frå 11,3 til 7,5 % (Bergen i Figur 8) (20 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,40). Mindre areal resulterer også i færre kostnadar for etablering og vedlikehald, og dersom ein føreset fast pris per m², vil utgiftene reduserast med om lag 32 % for eit regnbed i Bergen.

Med innsamla informasjon om regnbeda og nedbørfeltet blei formel (4) nytta til å undersøkje kva gjentaksintervall dei eigentleg var dimensjonert for. Regnbeda fordeler seg hovudsakleg over trinn 1 og trinn 2 i treleddsstrategien (Figur 33), utanom JESP og RIS som er svært underdimensjonert. Det er ikkje oppgjeve kva gjentaksintervall regnbeda i utgangspunktet var dimensjonert for, men

at størsteparten av regnbede fell inn under trinn 1 og trinn 2, ikkje berre på papiret, men også i realiteten, fremjar regnbed som eit fungerande LOD-tiltak. Det er viktig å merke seg at desse resultatane føreset at avrenninga frå nedbørfeltet faktisk vert leia til dei respektive regnbede, men eksempelvis veit ein at dette ikkje er tilfellet for både DEICH1 og STÅL. Nokre regnbede har også fordrygingskassetar under overflata, men dette er ikkje vurdert inn i kapasitetsberekningane.



Figur 33 Dimensjonerande gjentaksintervall som regnbede handterer gitt deira overflateareal, h_{maks} og målte K_{sat} . Regnbede er plassert i typiske grenser knytt til treleddsstrategien – 1/3 av 2-års-avrenninga utan K_f for trinn 1, 20-års-avrenninga med K_f for trinn 2 og 200-års-avrenninga med K_f for trinn 3. Figuren er henta og modifisert frå (Paus, 2018).

5 Konklusjonar

5.1 Svar på forskingsspørsmål

Vidare vil forskingsspørsmåla definert i kapittel 1.2 evaluerast i samanheng med resultata og diskusjonen i kapittel 4.

Spørsmål 1: *Kva variablar påverkar metta hydraulisk konduktivitet i regnbed?*

Dette studiet finn at innan regnbed så aukar K_{sat} signifikant med aukande driftsalder og avstand frå innlaup i høvesvis to og tre regnbed. Størstedelen av analysane viser likevel ikkje-signifikante resultat og stor variasjon i kva grad og retning driftsalder og avstand frå innlaup påverkar K_{sat} .

Mellom regnbed blei det ikkje funne signifikant samanheng mellom K_{sat} og variablane fiberduk, skråstilt drenglag, dreneringsrør, h_{maks} og f-faktor. To regnbed med sandig filtermedium skilte seg ut med signifikant betre K_{sat} enn fleire regnbed. Det einaste regnbedet som var oppbygd med sandfilter, i staden for tradisjonell oppbygning, hadde også ekstremt god infiltrasjon. Eitt regnbed skilte seg ut med signifikant dårlegare K_{sat} enn fleire andre regnbed, og årsakene kan vere komprimering av massar under etablering, uheldig tilførsel av sediment og låg f-faktor. Det einaste regnbedet med fiberduk rett under overflata, og i tillegg lågast f-faktor, skilte seg også ut med låg K_{sat} . Vidare såg ein at lite/tynnrota vegetasjon og hydraulisk og menneskeleg påkjenning moglegvis verkar negativt på K_{sat} . Det er vanskeleg å seie om god og dårleg infiltrasjon skuldast faktorane som er nemnt her, og det burde utførast fleire og grundigare undersøkingar med fokus på standardiserte målingar for å finne tydelegare svar.

Spørsmål 2: *Kva verdi bør leggjast til grunn for dimensjonerande metta hydraulisk konduktivitet i regnbed?*

I lys av funna i dette studiet kan ein leggje til grunn ein høgare verdi enn 10 cm/t ved dimensjonering av regnbed. Resultata viser at dersom ein nyttar 10 cm/t så er det 76 % sannsyn for at ein endar opp med ein høgare verdi. Vidare anbefalast det å nytte minimum 20 cm/t, men det kan likevel argumenterast for høgare verdi ved val av sandig filtermedium, tjukkrota vegetasjon og fungerande forbehandling for reduksjon av sedimenttilførsel. Basert på resultata så har dei «gode» regnbede ein K_{sat} på 40-70 cm/t. Plan for drift og vedlikehald burde også etablerast og fylgjast, slik at eventuell redusert infiltrasjonsevne oppdagast og fiksast, og for å elles leggje til rette for optimale infiltrasjonsforhold.

5.2 Overordna mål

Forskingsspørsmåla er stilt for nå det overordna målet definert i kapittel 1.2:

Det overordna målet med oppgåva er å forbetre kunnskapen knytt til val av verdi for metta hydraulisk konduktivitet ved dimensjonering av regnbed.

Metta hydraulisk konduktivitet varierer mykje mellom ulike regnbed, men den varierer også i både tid og rom innan i kvart regnbed. Dette gjer det vanskeleg å vite kva infiltrasjonshastigheit ein egentleg skal leggje til grunn ved dimensjonering av regnbed. Dagens tommelfingerregel på 10 cm/t verkar å vere noko konservativt ut frå dette studiet, og ein høgare, meir reell verdi vil resultere i regnbed som tek opp mindre plass, men som likevel overheld funksjonskrava. Dette er gunstig der det er kamp om areala, og saman med færre kostnadar knytt til mindre regnbedareal kan det vere i regnbed sin favør framfor konvensjonelle tiltak. Dette studiet har forbetra kunnskapen om K_{sat} i regnbed, men det er nødvendig med meir og konsis forskning for å finne tydelegare svar, slik t.d. Asplan Viak gjer i sitt pågåande FoU-arbeid på urbane regnbed og Statens Vegvesen gjer med si forskning på regnbed langs trafikkert veg.

5.3 Vidare arbeid

For å vidare studere infiltrasjon i regnbed foreslår eg følgjande arbeid:

1. Standardisere infiltrasjonsmålingar i regnbed. Som vist i denne masteroppgåva kan det vere stor variasjon i K_{sat} innan i eit regnbed. Det er derfor viktig med fleire og standardiserte målingar i same regnbed for å vere i betre stand til å samanlikne ulike regnbed. T.d. kan det gjennomførast ei pilotstudie der det testast ulike standardiseringar (tilfeldige punkt, stratifisering etc.) for å finne ut korleis ein best kan få eitt representativt bilete av K_{sat} i kvart enkelt regnbed. Metodeval burde også vurderast, t.d. om ein skal fortsetje med MPD-målingar eller fylle opp regnbed med vatn.
2. Fortsetje å utføre infiltrasjonsmålingar i regnbed, og sørgje for at målingar utførast og parametarar vert notert konsist, og etter standardisering dersom dette vert etablert. Målingar burde utførast jamt over året, og ein burde notere blant anna tidspunkt for prøvetaking, temperatur og plassering av måleinstrumentet i forhold til innlaup. Det burde også samlast inn så mykje teknisk informasjon om regnbedet som mogleg.
3. Sørgje for at konsulentar og utbyggjarar vert gjort oppmerksame på funna i dette studiet, t.d. ved å publisere ein artikkel i Vann, slik at regnbed vert dimensjonert og designa på best mogleg måte i framtida.
4. Registrere ulike typar vegetasjon i eksisterande regnbed, og studere deira betyding for K_{sat} , spesielt med omsyn på røtene sin tettleik og storleik. Dette kan t.d. undersøkjast med kolonneforsøk på lab.
5. Studere korleis hydraulisk påkjenning påverkar K_{sat} , t.d. om mykje og intens nedbør komprimerer filtermediet. Dette kan t.d. undersøkjast med kolonneforsøk på lab.

Referansar

- Ahmed, F., Gulliver, J. & Nieber, J. (2011). *A new technique to measure infiltration rate for assessing infiltration of BMPs*. 12th International Conference on Urban Drainage: Porto Alegre.
- Ahmed, F., Nestingen, R., Nieber, J. L., Gulliver, J. S. & Hozalski, R. M. (2014). A modified Philip–Dunne infiltrometer for measuring the field-saturated hydraulic conductivity of surface soil. *Vadose Zone Journal*, 13 (10).
- Ahmed, F., Gulliver, J. S. & Nieber, J. L. (2015). Field Infiltration Measurements in Grassed Roadside Drainage Ditches: Spatial and Temporal Variability. *Journal of Hydrology*, 530: 604-611. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.10.012>.
- Asleson, B. C., Nestingen, R. S., Gulliver, J. S., Hozalski, R. M. & Nieber, J. L. (2007). *The Development and Application of a Four-Level Rain Rarden Assessment Methodology*. St. Anthony Falls Laboratory, Engineering, Environmental, Biological, and Geophysical Fluid Dynamics: University of Minnesota.
- Asleson, B. C., Nestingen, R. S., Gulliver, J. S., Hozalski, R. M. & Nieber, J. L. (2009). Performance Assessment of Rain Gardens. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 45 (4): 1019-1031.
- Assouline, S. & Mualem, Y. (1997). Modeling the Dynamics of Seal Formation and its Effect on Infiltration as Related to Soil and Rainfall Characteristics. *Water Resources Research*, 33 (7): 1527-1536.
- Atchison, D. & Severson, L. (2004). *RECARGA User's Manual*. University of Wisconsin – Madison, Civil & Environmental Engineering Department Water Resources Group. Tilgjengelig fra: https://dnr.wi.gov/topic/stormwater/documents/InfStdsTools/RECARGA2-3User_Manual.pdf (lest 19.02.2020).
- Atchison, D., Potter, K. W. & Severson, L. (2006). *Design guidelines for stormwater bioretention facilities*: Water Resources Institute.
- Austin. (2019). *Section 1 - Water quality management*. Austin, Texas - Environmental Criteria Manual, City of Austin, Texas, USA. Tilgjengelig fra: https://library.municode.com/tx/austin/codes/environmental_criteria_manual?nodeId=S1_WAQUA_1.6.0DEGUWAQUCO_1.6.5DEGUSEFISY (lest 12.02.2020).
- Bjerg, P. L., Hinsby, K., Christensen, T. H. & Gravesen, P. (1992). Spatial Variability of Hydraulic Conductivity of an Unconfined Sandy Aquifer Determined by a Mini Slug Test. *Journal of Hydrology*, 136 (1-4): 107-122.
- Brady, N. C., Weil, R. R. & Brady, N. C. (2010). *Elements of the Nature and Properties of Soils*. 3rd ed., international ed. utg. Upper Saddle River, N.J: Prentice Hall.
- Braskerud, B. C., Paus, K. A. H. & Ekle, A. (2013). *Anlegging av regnbed. En billedkavalkade over 4 anlagte regnbed*. NVE rapport nr 3-2013. Oslo: Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Brown, R. & Hunt, W. (2011). Underdrain Configuration To Enhance Bioretention Exfiltration To Reduce Pollutant Loads. *Journal of Environmental Engineering*, 137 (11): 1082-1091.
- Bøyum, Å., Eidsmo, T., Lindholm, O., Noreide, T., Semb, T., Skretteberg, R. & Markhus, E. (1997). Anvendt urbanhydrologi. *Publikasjon (Norges vassdrags-og energiverk: trykt utg.)*.
- Cahill, M., Godwin, D. C. & Tilt, J. H. (2018). *Low-Impact Development Fact Sheet Rain Gardens*.
- Caraco, D. & Claytor, R. A. (1997). *Stormwater BMP Design Supplement for Cold Climates*. Elliot City: Center for Watershed Protection.
- Chin, D. A., Mazumdar, A. & Roy, P. K. (2013). *Water-Resources Engineering*. Third edition, international edition. utg. Harlow: Pearson Education.
- Christchurch City Council. (2016). *Rain garden design, construction and maintenance manual*. Tilgjengelig fra: <https://ccc.govt.nz/assets/Documents/Consents-and->

[Licences/construction-requirements/IDS/15-1297087-Rain-garden-design-construction-and-maintenance-manual.PDF](#) (lest 10.05.2020).

- Chromíková, J., Heviánková, S., Kyncl, M., Korabík, M. & Marschalko, M. (2017). Artificial Recharge – Measurement of Soil Infiltration in Rožnov Pod Radhoštěm. *GeoScience Engineering*, 63. doi: 10.1515/gse-2017-0018.
- Dalen, T. (2012). *Hydrologisk dimensjonering av regnbed i kaldt klima*: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.
- de Bruin, J. (2016). *The assessment of the hydraulic functioning of a rain-garden and the potential implementation in a living area*. Ås: Norwegian University of Life Sciences.
- Decagon Devices. (2006). *Minidisk Infiltrometer User's Manual (Version 3)*. Pullman, WA.
- Department of Economic and Social Affairs, P. D. (2019). *World Population Prospects 2019: Ten Key Findings.*: United Nations.
- Ding, B., Rezanezhad, F., Gharedaghloo, B., Van Cappellen, P. & Passeport, E. (2019). Bioretention cells under cold climate conditions: Effects of freezing and thawing on water infiltration, soil structure, and nutrient removal. *Science of The Total Environment*, 649: 749-759. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.366>.
- Dingman, S. L. (2015). *Physical hydrology*: Waveland press.
- Elger, D. F., Roberson, J. A., Williams, B. C. & Crowe, C. T. (2016). *Engineering Fluid Mechanics*, b. 7: Wiley Hoboken (NJ).
- Ellis, J. B. (1989). *Urban Discharges and Receiving Water Quality Impacts*. Oxford: Pergamon Press.
- Emerson, C. H. & Traver, R. G. (2008). Multiyear and Seasonal Variation of Infiltration from Storm-Water Best Management Practices. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 134 (5): 598-605. doi: doi:10.1061/(ASCE)0733-9437(2008)134:5(598).
- Facility for Advancing Water Biofiltration. (2009). *Stormwater Bioinfiltration Systems. Adsorption Guidelines*. Melbourne, Australia.
- Feng, G., Letey, J. & Wu, L. (2001). Water Ponding Depths Affect Temporal Infiltration Rates in a Water-Repellent Sand. *Soil Science Society of America Journal*, 65 (2): 315-320.
- Gonzalez-Merchan, C., Barraud, S. & Bedell, J.-P. (2014). Influence of Spontaneous Vegetation in Stormwater Infiltration System Clogging. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (8): 5419-5426.
- Green, W. H. & Ampt, G. (1911). Studies on Soil Physics. *The Journal of Agricultural Science*, 4 (1): 1-24.
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E. J., Haddeland, I., Hisdal, H., Lawrence, D., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J. E. Ø., Sandven, S., Sandø, A. B., et al. (2017). *Climate in Norway 2100 – a knowledge base for climate adaptation*. Oslo: Norsk klimaservicesenter.
- Hart, T. D. (2017). *Root-Enhanced Infiltration in Stormwater Bioretention Facilities in Portland, Oregon*. Portland, Oregon, USA: Portland State University.
- Hillel, D. (1998). *Environmental Soil Physics: Fundamentals, Applications, and Environmental Considerations*: Elsevier.
- Hunt, W. & White, N. (2001). Urban waterways: designing rain gardens (Bioretention Areas). *North Carolina Cooperative Extension Service*.
- Hunt, W. F., Lord, B., Loh, B. & Sia, A. (2015). *Plant selection for bioretention systems and stormwater treatment practices*: Springer.
- Hussain, F. & Nabi, G. (2016). Empirical formulae evaluation for hydraulic conductivity determination based on grain size analysis. *Pyrex Journal of Research in Environmental Studies*, 3 (3): 26-32.
- Haase, D. (2009). Effects of urbanisation on the water balance – A long-term trajectory. *Environmental Impact Assessment Review*, 29 (4): 211-219. doi: 10.1016/j.eiar.2009.01.002.
- Ishimatsu, K., Ito, K., Mitani, Y., Tanaka, Y., Sugahara, T. & Naka, Y. (2017). Use of Rain Gardens for Stormwater Management in Urban Design and Planning. *Landscape and Ecological Engineering*, 13 (1): 205-212. doi: 10.1007/s11355-016-0309-3.

- Jang, C. S. & Liu, C. W. (2004). Geostatistical Analysis and Conditional Simulation for Estimating the Spatial Variability of Hydraulic Conductivity in the Choushui River alluvial fan, Taiwan. *Hydrological Processes*, 18 (7): 1333-1350.
- Jones, D. & Jha, M. K. (2009). *Green infrastructure: Assessing the Benefits of Bioretention Over Traditional Stormwater Management*. Environmental Science and Sustainability. 2nd World Scientific and Engineering Academic and Society (WSEAS) International Conference on Natural Hazards, Morgan State University, Baltimore, MD.
- Klock, G. O. (1972). Snowmelt temperature influence on infiltration and soil water retention. *Journal of Soil and Water Conservation*, 27: 12-14.
- Kluge, B., Markert, A., Facklam, M., Sommer, H., Kaiser, M., Pallasch, M. & Wessolek, G. (2018). Metal Accumulation and Hydraulic Performance of Bioretention Systems After Long-Term Operation. *Journal of Soils and Sediments*, 18 (2): 431-441. doi: 10.1007/s11368-016-1533-z.
- Kommunal- og moderniseringsdepartementet. (2018). *Statlige planretningslinjer for klima- og energiplanlegging og klimatilpasning*.
- Kratky, H., Li, Z., Chen, Y., Wang, C., Li, X. & Yu, T. (2017). A critical literature review of bioretention research for stormwater management in cold climate and future research recommendations. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 11 (4): 16. doi: 10.1007/s11783-017-0982-y.
- Langergraber, G., Haberl, R., Laber, J. & Pressl, A. (2003). Evaluation of Substrate Clogging Processes in Vertical Flow Constructed Wetlands. *Water Science and Technology*, 48 (5): 25-34.
- Larsson, K. & Steen, E. (1988). Changes in Mass and Chemical Composition of Grass Roots During Decomposition. *Grass and Forage Science*, 43 (2): 173-177.
- Le Coustumer, S., Fletcher, T. D., Deletic, A., Barraud, S. & Lewis, J. F. (2009). Hydraulic performance of biofilter systems for stormwater management: Influences of design and operation. *Journal of Hydrology*, 376 (1): 16-23. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.07.012>.
- Le Coustumer, S., Fletcher, T. D., Deletic, A., Barraud, S. & Poelsma, P. (2012). The Influence of Design Parameters on Clogging of Stormwater Biofilters: A Large-Scale Column Study. *Water Research*, 46 (20): 6743-6752. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.026>.
- Lindholm, O., Endresen, S., Thorolfsson, S., Sægrov, S., Jakobsen, G. & Aaby, L. (2008). Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering. *Norsk vann*, 162: 8.
- Lindholm, O. & Bjerkholt, J. T. (2011). Store fremmedvannmengder i norske avløpsrenseanlegg. *Vann*.
- Liu, A., Goonetilleke, A. & Egodawatta, P. (2015). *Role of Rainfall and Catchment Characteristics on Urban Stormwater Quality*. SpringerBriefs in Water Science and Technology. Singapore: Springer Singapore, Singapore.
- Liu, Y., Engel, B. A., Flanagan, D. C., Gitau, M. W., McMillan, S. K. & Chaubey, I. (2017). A Review on Effectiveness of Best Management Practices in Improving Hydrology and Water Quality: Needs and Opportunities. *Science of The Total Environment*, 601-602: 580-593. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.212>.
- Mahmood, M. S. (2009). Effect of Water Head on the Infiltration Characteristics By Using the Laboratory Tests. *Al-Qadisiyah Journal for Engineering Sciences*, 2 (4): 705-721.
- Markéta, M. (2013). *Unsaturated hydraulic conductivity: Mini Disk Infiltrometer*: Czech University of Life Sciences Prague. Tilgjengelig fra: <http://hydropedologie.agrobiologie.cz/en-minidisk.html> (lest 11.02.2020).
- Minnesota Pollution Control Agency. (2008). *Minnesota Stormwater Manual*. St. Paul, Minnesota, USA.
- Minnesota Pollution Control Agency. (2019). *Minnesota Stormwater Manual - Stormwater infiltration and groundwater mounding*. Tilgjengelig fra:

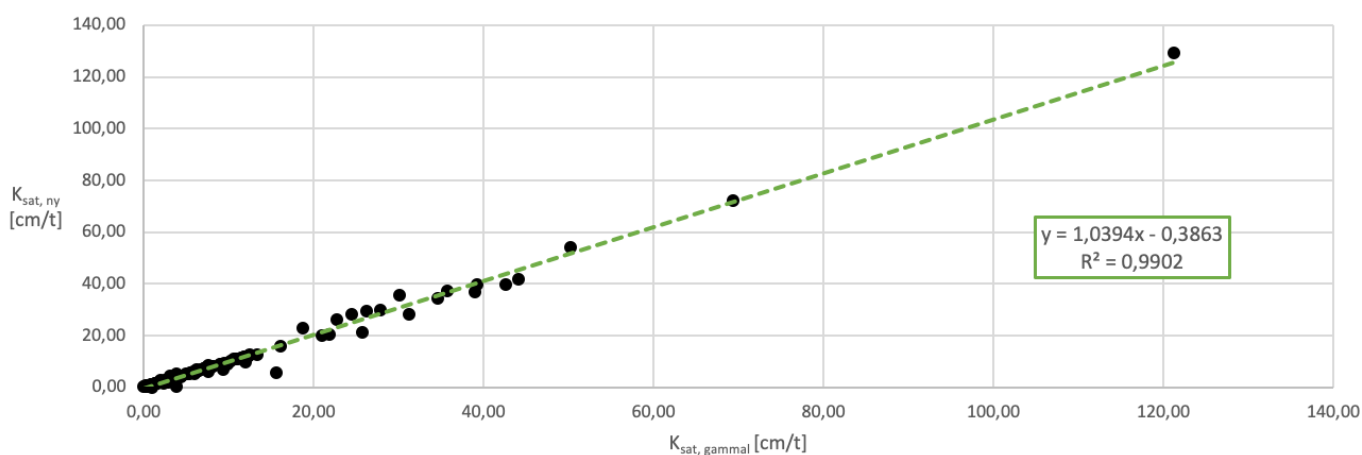
- https://stormwater.pca.state.mn.us/index.php/Stormwater_infiltration_and_groundwater_mounding (lest 19.03.2020).
- Muerdter, C. P., Wong, C. K. & LeFevre, G. H. (2018). Emerging Investigator Series: The Role of Vegetation in Bioretention for Stormwater Treatment in the Built Environment: Pollutant Removal, Hydrologic Function, and Ancillary Benefits. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 4 (5): 592-612.
- Muthanna, T. M., Viklander, M., Gjesdahl, N. & Thorolfsson, S. T. (2007). Heavy Metal Removal in Cold Climate Bioretention. *Water, Air, and Soil Pollution*, 183 (1): 391-402. doi: 10.1007/s11270-007-9387-z.
- Muthanna, T. M., Viklander, M. & Thorolfsson, S. T. (2008). Seasonal Climatic Effects on the Hydrology of a Rain Garden. *Hydrological Processes*, 22 (11): 1640-1649. doi: 10.1002/hyp.6732.
- Nesting, R. S. (2007). *The Comparison of Infiltration Devices and Modification of the Philip-Dunne Permeameter for the Assessment of Rain Gardens*. M.Sc. Thesis: University of Minnesota, Minneapolis, USA.
- NGU. (2019). *Setningsskader*. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/emne/setningsskader> (lest 27.01.2020).
- NGU. (2020). *Grunnvann i løsmasser*. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/emne/grunnvann-i-løsmasser> (lest 06.02.2020).
- Norsk Vann. (2020). Kunnskapsbehov innen overvannshåndtering og klimatilpasning. Forprosjekt.
- NOU. (2015: 16). *Overvann i byer og tettsteder. Som problem og ressurs*. Klima- og miljødepartementet.
- NVE. (2015). *Urbanhydrologi*. Tilgjengelig fra: <https://www.nve.no/hydrologi/vannstand-og-vannforing/urbanhydrologi/> (lest 20.01.2020).
- NYSDEC. (2012). *New York State Stormwater Management Design Manual*. New York State Department of Environmental Conservation. Albany, New York, USA.
- Odong, J. (2007). Evaluation of empirical formulae for determination of hydraulic conductivity based on grain-size analysis. *Journal of American Science*, 3 (3): 54-60.
- Paus, K. A. H. & Braskerud, B. C. (2013). Forslag til dimensjonering og utforming av regnbred for norske forhold. *Vann*, 1 (48): 52-67.
- Paus, K. A. H. (2015). *Toxic metal removal and hydraulic capacity in bioretention cells in cold climate regions*. Trondheim: Norwegian University of Science and Technology.
- Paus, K. A. H., Muthanna, T. M. & Braskerud, B. C. (2015). The hydrological performance of bioretention cells in regions with cold climates: seasonal variation and implications for design. *Hydrology Research*, 47 (2): 291-304.
- Paus, K. A. H. (2018). Forslag til dimensjonerende verdier for trinn 1 i Norsk Vann sin tre-trinns strategi for håndtering av overvann. *VANN* 53 (1): 66-77.
- Philip, J. (1993). Approximate analysis of falling-head lined borehole permeameter. *Water Resources Research*, 29 (11): 3763-3768.
- Prince George's County. (2007). *Bioretention manual*. Resources, D. o. E.: Environmental Services Division.
- Radinja, M., Vidmar, I., Atanasova, N., Mikoš, M. & Šraj, M. (2019). Determination of Spatial and Temporal Variability of Soil Hydraulic Conductivity for Urban Runoff Modelling. *Water*, 11 (5): 941.
- Ramkumar, M., James, A., Menier, D. & Kumaraswamy, K. (2018). *Coastal Zone Management*.
- Rawls, W. J., Brakensiek, D. L. & Saxton, K. E. (1982). Estimation of Soil Water Properties. *Transactions of the ASAE*, 25 (5): 1316-1320.
- Regalado, C. M. & Muñoz-Carpena, R. (2004). Estimating the Saturated Hydraulic Conductivity in a Spatially Variable Soil With Different Permeameters: a Stochastic Kozeny–Carman Relation. *Soil & Tillage Research*, 77 (2): 189-202. doi: 10.1016/j.still.2003.12.008.
- Richards, L. A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics*, 1 (5): 318-333.

- Rossmann, L. A. (2010). *Storm water management model user's manual, version 5.0*: U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati, OH. Tilgjengelig fra: <https://www.owp.csus.edu/LIDTool/Content/PDF/SWMM5Manual.pdf> (lest 18.03.2020).
- Schmidt, I. (2018). *Infiltrasjon av urbant overvann i grøntanlegg*. M.Sc. Thesis: NMBU.
- Sojka, R., Lehrsch, G., Kostka, S., Reed, J., Koehn, A., Foerster, J., Rohde, A., Martin, C., Otis, G. & Dean, S. (2009). Soil Water Measurements Relevant to Agronomic and Environmental Functions of Chemically Treated Soil. *Journal of Astm International*, 6. doi: 10.1520/JAI101497.
- Solheim, E. B. (2017). *Infiltrasjon for lokal overvannsdiskontering (LOD)*. M.Sc. Thesis: NMBU.
- Sorteberg, A., Lawrence, D., Dyrddal, A., Mayer, S. & Engeland, K. (2018). Climatic changes in short duration extreme precipitation and rapid onset flooding implications for design values. *Norsk Klimaservicesenter*.
- SSB. (2020). *Kommunalt avløp*. Tilgjengelig fra: https://www.ssb.no/statbank/list/var_kostr/ (lest 20.01.2020).
- Statens Vegvesen. (2017). *FoU Lokal overvannshåndtering langs veg og gate*.
- Swartzendruber, D. & Hogarth, W. L. (1991). Water Infiltration into Soil in Response to Pounded-Water Head. *Soil Science Society of America Journal*, 55 (6): 1511-1515. doi: 10.2136/sssaj1991.03615995005500060001x.
- Tahvonen, O. (2018). Adapting Bioretention Construction Details to Local Practices in Finland. *Sustainability*, 10 (2): 276.
- Thompson, A. M., Paul, A. C. & Balster, N. J. (2008). Physical and hydraulic properties of engineered soil media for bioretention basins. *Transactions of the Asabe*, 51 (2): 499-514.
- Tsegaye, T. & Hill, R. L. (1998). Intensive Tillage Effects on Spatial Variability of Soil Test, Plant Growth, and Nutrient Uptake Measurements. *Soil Science*, 163 (2): 155-165.
- VA/Miljø-blad nr. 92. (2019). Infiltrasjon av overvann. *VA/Miljøblad*.
- VA/Miljø-blad nr. 106. (2013). Regnbed, renner og nedsivningsarealer. *VA/Miljøblad*.
- Vauclin, M., Elrick, D., Thony, J., Vachaud, G., Revol, P. & Ruelle, P. (1994). Hydraulic Conductivity Measurements of the Spatial Variability of a Loamy Soil. *Soil Technology*, 7 (3): 181-195.
- Warren, N., Allan, I., Carter, J., House, W. & Parker, A. (2003). Pesticides and other micro-organic contaminants in freshwater sedimentary environments—a review. *Applied geochemistry*, 18 (2): 159-194.
- Wessel, T., Barstad, A., Kjølørød, L. & Frønes, I. (2016). Urbanisering Og Urbanisme. *Det Norske Samfunn*: 10.
- Wisconsin Department of Natural Resources. (2014). *Bioretention For Infiltration*. Tilgjengelig fra: <https://dnr.wi.gov/topic/stormwater/documents/1004Bioretention.pdf> (lest 21.03.2020).
- Wisconsin Standards Oversight Council. (2018). *A guide for homeowners and landscapers*.
- Yau, W. K., Radhakrishnan, M., Liong, S.-Y., Zevenbergen, C. & Pathirana, A. (2017). Effectiveness of ABC Waters Design Features for Runoff Quantity Control in Urban Singapore. *Water*, 9 (8): 577.
- Yuan, J., Dunnett, N. & Stovin, V. (2017). The Influence of Vegetation on Rain Garden Hydrological Performance. *Urban Water Journal*, 14 (10): 1083-1089. doi: 10.1080/1573062X.2017.1363251.
- Zhang, K. & Chui, T. F. M. (2017). Evaluating Hydrologic Performance of Bioretention Cells in Shallow Groundwater. *Hydrological Processes*, 31 (23): 4122-4135.
- Ødegaard, H., Norheim, B. & Norsk Vann, B. A. (2014). *Vann- og avløpsteknikk*. 2. utg. utg. VA-teknikk. Hamar: Norsk Vann.

Vedlegg A Tilnærming av vassinnhald

Det blei fjerna éi måling frå berekningane grunna begrensing i programvara ved bruk av tilnærma vassinnhald (K_{sat} lik 36,00 cm/t).

Den lineære regresjonen viste at 99,02 % av variasjonen i $K_{sat, ny}$ kunne forklarast med variasjonen i $K_{sat, gammal}$ (Figur A.1). Stigningstalet var 1,0394, som tyder at når $K_{sat, gammal}$ aukar med 1 cm/t, så vil $K_{sat, ny}$ auke med 1,0394 cm/t. Dermed konkluderer eg med at gjennomsnittleg vassinnhald, $\Delta\theta = 12\%$, fungerer som ein god proxy for faktisk vassinnhald ved berekning av K_{sat} . Det er likevel verdt å merke seg at variasjonen i $K_{sat, ny}$ truleg er større når tilnærminga vert nytta på nye data der det ikkje fins informasjon om det faktiske vassinnhaldet.



Figur A.1 Lineær regresjon mellom $K_{sat, ny}$ (K_{sat} berekna med tilnærma vassinnhald) og $K_{sat, gammal}$ (K_{sat} berekna med faktisk vassinnhald).

Vedlegg B MATLAB-script for utrekning av K_{sat} (Paus, 2015)

```

excel_fil = 'fil_med_MPD_data.xlsx';
data_teljar = xlsread(excel_fil);
[status,sheets] = xlsinfo(excel_fil);
teljar = numel(sheets);

for e = 1:teljar,

    disp(['Ark' num2str(e)])

    data = xlsread(excel_fil, ['Ark' num2str(e)]); % Reads input matrix
    n = size(data); % Finds the size of the input matrix
    n = n(1); % Finds the number of rows (n)
    t = data(1:n,3)*60*60*24; % Finds time time matrix and convert values from days to seconds
    h = data(1:n,2); % Finds head matrix

    dteta = 0.12; % Finds differences in volumetric water content (dteta)
    Lmax = data(3,1); % Finds length of device below surface
    rd = data(4,1); % Finds radius of device
    H = data(5,1); % Finds phase one initial height
    K = 0.001;
    C = -100;

    tt(1,1)=0; % Sets first intermediate time value to zero
    i=2:n; % Prepare integers for the remaining intermediate time values
    tt(i,1)= (t(i,1)-t(i-1,1))*0.5+t(i-1,1); % Finds intermediate time values (tt)
    hh = spline(t,h,tt); % Cubic spline interpolation to find intermediate h values (hh)

    q(1,1)=0; % Sets first difference value to zero
    qt(1,1)=0; % Sets first time difference value to zero
    qh(1,1)=0; % Sets first head difference value to zero

    i = 2:n; % Prepare integers for the remaining intermediate time values
    qt(i,1) = tt(i,1)-tt(i-1,1); % Finds in remaining time difference values (qt)
    qh(i,1) = hh(i,1)-hh(i-1,1); % Fills in remaining head difference values (qh)

    for i=2:n, % Calculate difference values (q)

        q(i,1)=qh(i,1)/qt(i,1);

    end

    i=1;
    while(i<n+1) % Using Newton-Rhapson to find R values
        x = 1;
        ii = 1;

        while(ii<10000)

            f1=2*x^3+Lmax*3*x^2-Lmax^3-2*(rd/2)^3-3*rd^2*(H-hh(i,1))/(dteta);
            ff = 6*x^2+Lmax*6*x;
            x = x-f1/ff;
            ii =ii +1;
            R(i,1)=x;

        end

        i=i+1;
    end

    for i=2:n, % Calculate difference values (q)

        q(i,1)=qh(i,1)/qt(i,1);

    end

    i = 1;
    while(i<n+1)
        if R(i,1)<(Lmax^2+rd^2)^0.5, R(i,1)=0; % Calculate R values (R)
        end
        i=i+1;
    end
end

```

```

i = 2:n;
dt1(i,1)=tt(i,1)-tt(i-1,1); % Prepare integers for the remaining intermediate time values
% Fills in remaining time difference values (qt)

for i=1:n,
    if R(i,1)<10^-10, ss=i; % Calculate R values (R)
    end
end

KC0 = [0.01,-100];
f = @(KC)optt(KC,n,Lmax,dteta,R,rd,hh,dt1,ss);
[KC,f] = fminsearch(f,KC0,struct('MaxFunEvals', 1000000, 'MaxIter', 200000));

Results(1,1)=KC(1);
Results(1,2)=KC(1)*60^2;
Results(1,3)=KC(2);
Results(1,4)=f;
Results(1,5)=n-ss-1;
Results(1,6)=sqrt(f/(n-ss-1));

i = 2:n; % Prepare integers for the remaining intermediate time values
dh1(i,1)=-hh(i,1)+hh(i-1,1); % Fills in remaining time difference values (qt)

KC0 = [0.01,-100];
f = @(KC)opth(KC,n,Lmax,dteta,R,rd,hh,tt,dh1,ss);
[KC,f] = fminsearch(f,KC0,struct('MaxFunEvals', 1000000, 'MaxIter', 200000));

Results(2,1)=KC(1);
Results(2,2)=KC(1)*60^2;
Results(2,3)=KC(2);
Results(2,4)=f;
Results(2,5)=n-ss-1;
Results(2,6)=sqrt(f/(n-ss-1));

%'Estimated parameters:'

format shortG

ForExcelSheet(1,1)=Results(1,1);
ForExcelSheet(2,1)=Results(1,2);
ForExcelSheet(3,1)=Results(1,3);
ForExcelSheet(4,1)=Results(1,4);
ForExcelSheet(5,1)=Results(1,5);
ForExcelSheet(6,1)=Results(1,6);
ForExcelSheet(7,1)=Results(2,1);
ForExcelSheet(8,1)=Results(2,2);
ForExcelSheet(9,1)=Results(2,3);
ForExcelSheet(10,1)=Results(2,4);
ForExcelSheet(11,1)=Results(2,5);
ForExcelSheet(12,1)=Results(2,6);

if Results(1,4)<Results(2,4), Ksat=Results(1,2);
else Ksat=Results(2,2);
end

if Results(1,4)<Results(2,4), C=Results(1,3);
else C=Results(2,3);
end

komplett(e,1) = Ksat;
komplett(e,2) = C;

end

function y = optt(KC,n,Lmax,dteta,R,rd,hh,dt1,ss)

for i=1:ss+1,
    E(i)=0;
end

for i=ss+2:n,
    E(i)=(dt1(i,1)-((-pi())^2/8)*dteta*(R(i,1)^2+R(i,1)*Lmax)...
        /(KC(1)*Lmax)*log((R(i,1)*(0.5*rd+Lmax))/(0.5*rd*(R(i,1)...
        +Lmax)))*(R(i,1)-R(i-1,1))-(Lmax/KC(1))*(hh(i-1,1)-hh(i,1)))...
        /(KC(2)-hh(i,1)-Lmax+2.468*((rd*0.5)^2/Lmax)*log((R(i,1)...
        *(0.5*rd+Lmax))/(0.5*rd*(R(i,1)+Lmax))))^2;
end

y = sum(E);

```

```

function y = opth(KC,n,Lmax,dteta,R,rd,hh,tt,dh1,ss)
for i=1:ss+1,
    E(i,1)=0;
end
for i=ss+2:n,
    E(i,1)=(dh1(i,1)-(KC(1)*(tt(i,1)-tt(i-1,1))/Lmax)...
        *((pi)^2/8)*((-dteta*(R(i,1)^2+R(i,1)*Lmax)...
        *(R(i,1)-R(i-1,1))/(KC(1)*(tt(i,1)-tt(i-1,1))))...
        -2*(rd*0.5)^2*(log((R(i,1)*(rd*0.5)+Lmax))/((rd*0.5)...
        *(R(i,1)+Lmax)))/Lmax)-KC(2)+hh(i,1)+Lmax)^2;
end
y = sum(E);

```

Vedlegg C Bilete av regnbed



Figur C.1 Infiltrasjonsmåling i VOLL 23.10.19.



Figur C.2 Infiltrasjonsmåling i VOLL12 23.10.19.



Figur C.3 Infiltrasjonsmåling i ULV 23.10.2019.



Figur C.4 Infiltrasjonsmåling i STÅL 23.10.19.



Figur C.5 Infiltrasjonsmåling i JESP 23.10.19.



Figur C.6 Infiltrasjonsmåling i VER1 25.10.19.



Figur C.7 Infiltrasjonsmåling i VER2 25.10.19.



Figur C.8 Infiltrasjonsmåling i VÅL 25.10.19.



Figur C.9 Infiltrasjonsmåling i L34B 22.07.19. Foto: Mallory Chamberlain Petersen.



Figur C.10 Infiltrasjonsmåling i GK34 22.07.19. Foto: Mallory Chamberlain Petersen.



Figur C.11 Infiltrasjonsmåling i NB21 22.07.19. Foto: Mallory Chamberlain Petersen.



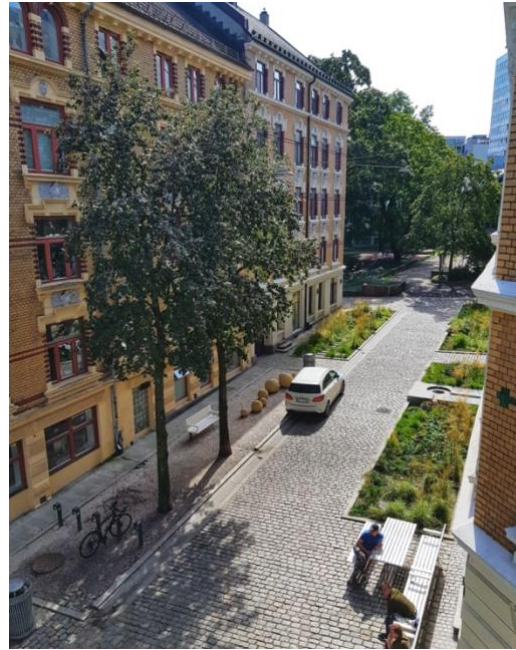
Figur C.12 Infiltrasjonsmåling i GV105 10.07.19. Foto: Nevedda Sivakumar.



Figur C.13 RIS nyleg anlagt 19.08.10. Foto: Arvid Ekle (Braskerud et al., 2013).



Figur C.14 DEICH4. Foto: Åse Holthe/Janicke Ramfjord Egeberg, Asplan Viak



Figur C.15 DEICH7, DEICH8 og DEICH9. Foto: Åse Holthe/Janicke Ramfjord Egeberg, Asplan Viak



Figur C.16 DEICH4. Foto: Åse Holthe/Janicke Ramfjord Egeberg, Asplan Viak



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway